



Università degli Studi di Cagliari

Dottorato in Scienze e Tecnologie della Terra e
dell' Ambiente

Ciclo XXXIII

**EMISSIONI DI PARTICOLATO DA BACINI STERILI
ESPOSTI ALL'EROSIONE EOLICA**

Settore Scientifico Disciplinare: ING-IND/28

Presentata da:	Dott. Ing. Francesco Pinna
Tutor:	Prof. Ing. Valentina Dentoni
Co-Tutor:	Prof. Ing. Battista Grosso
Coordinatore del Dottorato:	Prof. Giorgio Ghiglieri

Esame finale anno accademico 2019-2020

Tesi discussa nella sessione d'esame di Aprile 2021

Indice

Indice	i
Elenco delle Figure.....	v
Elenco delle Tabelle	xii
Elenco degli Acronimi	1
Abstract	3
1 Introduzione	4
2 Inquadramento Teorico.....	7
2.1 Bacini Sterili.....	7
2.1.1 Bauxite Residue Disposal Areas (BRDAs)	8
2.2 Particolato.....	11
2.2.1 Proprietà Fisiche	12
2.2.2 Proprietà Chimiche	13
2.2.3 Standard di Qualità dell’Aria.....	14
2.2.4 Emissioni di PM	19
2.2.4.1 Sorgenti di Emissione	19
2.2.4.2 Emissioni da Sorgenti Diffuse	22
2.2.5 Industrial Wind Erosion.....	24
2.2.5.1 Modelli di Erosione Eolica	24
2.2.5.2 Fattore di Emissione U.S.EPA.....	29
2.2.5.3 Modelli di Emissione di PM	32
2.3 Gallerie del Vento Ambientali	35
3 Materiali e Metodi.....	37

3.1	Modello di Emissione da Bacini Fanghi Rossi	37
3.2	Galleria del Vento DICAAR	40
3.2.1	Strumenti di Misura	42
3.2.1.1	Concentrazioni di PM	42
3.2.1.2	Velocità del Vento	44
3.2.1.3	Campionatore di Particelle Saltatrici	45
3.2.2	Messa a Punto della Galleria	46
3.3	Analisi dei Campi di Velocità del Vento e Intensità di Turbolenza.....	48
3.4	Validazione del Profilo Verticale dello SLA	49
3.5	Determinazione della Velocità d'Attrito	49
3.6	Caratterizzazione del Materiale Tal Quale	50
3.7	Preparazione dei Campioni di Fango Rosso.....	52
3.7.1	Campioni di Particelle	53
3.7.2	Campioni di Croste	53
3.8	Misure di Concentrazione di PM (Programma Sperimentale)	54
3.8.1	Profili Verticali di Concentrazione	54
3.8.2	Andamento delle Concentrazioni nel Tempo	56
3.9	Calcolo delle Emissioni di PM.....	56
3.9.1	Emissioni da Superfici di Particelle.....	57
3.9.1.1	Effetto della Velocità d'Attrito del Vento	57
3.9.1.2	Effetto del Contenuto di Umidità dei Campioni	58
3.9.1.3	Effetto della Saltazione	58
3.9.1.4	Definizione del Fattore di Emissione.....	58
3.9.2	Emissioni da Superfici di Crosta	58
3.9.2.1	Effetto della Velocità d'Attrito del Vento	58
3.9.2.2	Effetto delle Crack	59

3.9.2.3	Effetto della Saltazione	59
4	Risultati della Sperimentazione	60
4.1	Analisi dei Campi di Velocità del Vento e Intensità di Turbolenza.....	60
4.1.1	Campi di Velocità del Vento	60
4.1.2	Campi di Intensità di Turbolenza	67
4.2	Validazione del Profilo Verticale dello SLA	69
4.3	Determinazione della Velocità d'Attrito	74
4.4	Campioni di Fango (<i>Laboratory Samples</i>).....	78
4.4.1	Campioni di Particelle	78
4.4.2	Campioni di Crosta.....	80
4.5	Concentrazioni di PM.....	80
4.5.1	Profili Verticali di Concentrazione.....	80
4.5.2	Profili di Concentrazione con Alimentazione di Particelle Saltatrici.....	82
4.5.3	Andamento delle Concentrazioni nel Tempo	83
4.6	Emissioni di PM.....	84
4.6.1	Emissioni da Superfici di Particelle.....	84
4.6.1.1	Effetto della Velocità d'Attrito del Vento	86
4.6.1.2	Effetto dell'Umidità dei Campioni	89
4.6.1.3	Definizione del Fattore di Emissione.....	92
4.6.2	Emissioni da Superfici di Crosta	93
4.6.2.1	Croste indisturbate	94
4.6.2.2	Croste disturbate	95
5	Discussione	97
5.1	Risultati Sperimentali.....	97
5.1.1	Campi di Velocità del Vento e di Intensità di Turbolenza	97

5.1.1.1 Campi di Velocità del Vento.....	97
5.1.1.2 Campi di Intensità di Turbolenza.....	99
5.1.1.3 Validazione dello SLA.....	100
5.1.2 Determinazione della Velocità d’Attrito	100
5.1.3 Campioni di Fango	101
5.1.3.1 Campioni di Particelle.....	101
5.1.3.2 Campioni di Crosta	102
5.1.4 Concentrazioni di PM	103
5.1.4.1 Profili Verticali di Concentrazione	103
5.1.4.2 Profili di Concentrazione con Alimentazione di Particelle Saltatrici ...	105
5.1.4.3 Andamento delle Concentrazioni nel Tempo	107
5.1.5 Emissioni di PM	108
5.1.5.1 Emissioni da Superfici di Particelle.....	108
5.1.5.2 Emissioni da Superfici di Crosta.....	113
5.2 Policy Implications.....	115
5.3 Limiti della Sperimentazione	116
5.4 Sviluppi Futuri.....	117
6 Conclusioni	118
A. Profili di Concentrazione di PM	121
Profili di Concentrazione di PM10	121
Profili di Concentrazione di PM2.5	125
B. Emissioni di PM2.5 in funzione della velocità d’attrito	129
C. Emissioni di PM2.5 in funzione dell’umidità del fango rosso	133
Bibliografia.....	136

Elenco delle Figure

Figura 2.1. Discarica fanghi rossi a Monteponi (Italia). In foto, sono rappresentati i fini asportati dalle superfici dall'azione erosiva del vento (ISPRA, 2014)	8
Figura 2.2. Confronto fra le dimensioni del PM e alcune grandezze di riferimento (US EPA)	13
Figura 2.3. Contributo dei principali settori antropici alle emissioni di PM primario in Europea nel 2018.....	20
Figura 2.4. Confronto delle emissioni di PM primario dalle fonti antropiche tradizionalmente inventariate dall'U.S.EPA con le sorgenti miscelanee di cui al capitolo 13 dell'AP-42	21
Figura 2.5. Emissioni di PM da sorgenti antropiche, raggruppate utilizzando le categorie Tier 1	21
Figura 2.6. Emissioni di particolato primario da diverse fonti miscelanee negli USA	22
Figura 2.7. Schematizzazione delle forze agenti su una particella di sabbia al momento del sollevamento (Shao e Lu, 2000)	26
Figura 2.8. Dipendenza della velocità di attrito limite dal diametro equivalente delle particelle (Kok et al., 2012).....	27
Figura 2.9. Meccanismi di erosione eolica caratteristici per particelle di diverse dimensioni	28
Figura 2.10. Rappresentazione schematica di una galleria del vento a strato limite sviluppato	36
Figura 3.1. Individuazione delle diverse sorgenti emittenti sulle superfici del bacino fanghi rossi: a sinistra la maglia quadrata individua un'area di crosta integra (a), a destra, si individua una superficie di crosta con crack e una superficie di materiale particellare (b)	38
Figura 3.2. Scomposizione della superficie dei BRDAs in sub-aree emittenti	39
Figura 3.3. Rappresentazione schematica della galleria del vento DICAAR.....	40

Figura 3.4. La galleria del vento DICAAR	42
Figura 3.5. Analizzatore di polvere DustTrak DRX utilizzati nel corso dello studio sperimentale.....	43
Figura 3.6. Anemometro a tubo di Pitot.....	44
Figura 3.7. Rappresentazione schematica del campionatore di particelle saltatrici DICAAR.....	45
Figura 3.8. <i>Spires</i> e carta abrasiva installati nella sezione di sviluppo della galleria DICAAR.....	47
Figura 3.9. Rappresentazione schematica dei punti di misura della velocità nella galleria DICAAR.....	48
Figura 3.10. Analisi granulometrica del fango rosso condotta mediante Sedigraph.....	52
Figura 3.11. Campione di fango granulare in galleria del vento. Viene evidenziata la scia lasciata sul pavimento della galleria dalle particelle di fango asportate dal campione ..	55
Figura 3.12. Schematizzazione del modello del volume di controllo utilizzato per il calcolo delle emissioni.....	57
Figura 4.1. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (900 RPM)	64
Figura 4.2. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (1200 RPM)	65
Figura 4.3. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (1500 RPM)	65
Figura 4.4. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (1800 RPM)	65
Figura 4.5. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (2100 RPM)	66
Figura 4.6. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (2400 RPM)	66
Figura 4.7. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (2700 RPM)	66

Figura 4.8. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (900 RPM)	67
Figura 4.9. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (1200 RPM)	67
Figura 4.10. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (1500 RPM)	68
Figura 4.11. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (1800 RPM)	68
Figura 4.12. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (2100 RPM)	68
Figura 4.13. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (2400 RPM)	69
Figura 4.14. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (2700 RPM)	69
Figura 4.15. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 900 RPM, configurazione completa	71
Figura 4.16. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 1200 RPM, configurazione completa	71
Figura 4.17. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 1500 RPM, configurazione completa	72
Figura 4.18. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 1800 RPM, configurazione completa	72
Figura 4.19. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 2100 RPM, configurazione completa	73

Figura 4.20. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 2400 RPM, configurazione completa	73
Figura 4.21. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 2700 RPM, configurazione completa	74
Figura 4.22. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (900 RPM).....	74
Figura 4.23. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (1200 RPM).....	75
Figura 4.24. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (1500 RPM).....	75
Figura 4.25. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (1800 RPM).....	76
Figura 4.26. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (2100 RPM).....	76
Figura 4.27. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (2400 RPM).....	77
Figura 4.28. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (2700 RPM).....	77
Figura 4.29. Fango ad alta coesione ottenuto a seguito dell'essiccazione (a), campione di particelle asciutto, ottenuto dalla macinazione del fango essiccato (b) e campione di particelle al 24 % di umidità (c)	79
Figura 4.30. Campioni di fango rosso preparati nei laboratori del DICAAR: campione di crosta integra (a), campione di crosta con sistema di fratturazione superficiale (b), campione di crosta con <i>crack</i> incisa manualmente (c).....	80
Figura 4.31. Valori di fondo misurati al variare dell'altezza dei punti di misura e della velocità d'attrito u^*	81
Figura 4.32. Andamento delle concentrazioni di PM10 nel tempo (campione di particelle, 0 %)	83

Figura 4.33. Andamento delle concentrazioni di PM10 nel tempo (campione di crosta disturbata).....	84
Figura 4.34. Andamento delle concentrazioni di PM10 nel tempo (campione di crosta integra).....	84
Figura 4.35. Emissioni di PM10 e PM2.5 da campione di materiale granulare asciutto al variare di u^*	86
Figura 4.36. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di potenza per il campione di particelle con umidità pari allo 0 %	87
Figura 4.37. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di Potenza per il campione di particelle con umidità pari al 2%	87
Figura 4.38. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di Potenza per il campione di particelle con umidità pari all'8 %.....	88
Figura 4.39. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di Potenza per il campione di particelle con umidità pari al 16 %	88
Figura 4.40. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di Potenza per il campione di particelle con umidità pari al 24 %	89
Figura 4.41. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.27 m/s	90
Figura 4.42. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.34 m/s	90
Figura 4.43. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.40 m/s	91
Figura 4.44. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.48 m/s	91
Figura 4.45. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.54 m/s	92
Figura 4.46. Emissioni di PM10 e PM2.5 dai campioni di crosta disturbata al variare di u^*	94

Figura 4.47. Emissioni di PM10 dai campioni di crosta indisturbati sottoposti all’impatto delle particelle saltatrici.....	95
Figura 4.48. Emissione di PM10 dalle superfici di crosta con crack incisa manualmente	95
Figura 5.1. Profili verticali di velocità del vento misurati lungo le linee di misura A, B e C; configurazione completa della galleria	97
Figura 5.2. Profili verticali di velocità del vento misurati al variare della velocità di rotazione del ventilatore; configurazione completa della galleria.....	98
Figura 5.3. Campo di velocità del vento (a) e di intensità di turbolenza (b) per velocità di 2100 RPM.....	99
Figura 5.4. Depurazione dei valori di concentrazione misurati a valle del campione (in blu) dal valore del fondo della concentrazione (in rosso). Campione di fango granulare, umidità 0 %, velocità di attrito 0.27 m/s.....	103
Figura 5.5. Profili di concentrazione di PM10 al variare della distanza del punto di misura dal pavimento della galleria per diversi campioni in studio (velocità d’attrito di 0.40 m/s)	104
Figura 5.6. Profili di concentrazione di PM10 a valle del campione di particelle (0 %), per diverse velocità d’attrito del vento selezionate	104
Figura 5.7. Depurazione dei valori di concentrazione misurati dai corrispondenti valori di fondo (campione di crosta, velocità di attrito 0.40 m/s).....	106
Figura 5.8. Profili di concentrazione di PM10 da superficie di crosta sottoposta a saltazione	106
Figura 5.9. Evoluzione temporale delle misure di concentrazione di PM10 effettuate in galleria su campioni di particelle, crosta indisturbata (C1) e crosta con crack (C4)....	108
Figura 5.10. Dipendenza delle emissioni di PM10 dalla velocità d’attrito del vento per i campioni di materiale granulare a diversi livelli voluti di umidità.....	110
Figura 5.11. Dipendenza delle emissioni di PM10 dall’umidità dei campioni per i diversi livelli di velocità d’attrito indagati	111
Figura 5.12. Rappresentazione grafica del Fattore di Emissione di PM10 dalle superfici dei BRDAs.....	112

Figura 5.13. Rappresentazione grafica del Fattore di Emissione di PM2.5 dalle superfici dei BRDAs.....	112
Figura 5.14. Emissioni di PM10 determinate nel corso degli studi sui campioni di crosta al variare della velocità.....	114
Figura B.1. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari allo 0 %	129
Figura B.2. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari al 2 %	129
Figura B.3. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari all' 8 %	130
Figura B.4. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari al 16 %	130
Figura B.5. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari al 24 %	131
Figura B.6. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, crosta con crack	131
Figura B.7. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, crosta con saltazione	132
Figura C.1. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.27 m/s	133
Figura C.2. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.34 m/s	133
Figura C.3. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.40 m/s	134
Figura C.4. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.48 m/s	134
Figura C.5. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.54 m/s	135

Elenco delle Tabelle

Tabella 2.1. Composizione chimica dei fanghi rossi (EA, 2015).....	10
Tabella 2.2. Valori limite per la concentrazione in aria di PM10 e PM 2.5 definiti da Unione Europea, OMS e US EPA (European Union, 2008; U.S.EPA, 2018; WHO, 2006)	16
Tabella 2.3. Valori obiettivo definiti dall'OMS per esposizione a lungo termine al PM (WHO, 2006).....	18
Tabella 2.4. Valori obiettivo definiti dall'OMS per esposizione a breve termine al PM (WHO, 2006).....	18
Tabella 2.5. Fattore moltiplicativo k funzione del diametro aerodinamico delle particelle (U.S.EPA, 2006).....	31
Tabella 2.6. Procedura sperimentale per la determinazione della u_{*t} (U.S.EPA, 2006).	31
Tabella 3.1. Risultati della procedura di determinazione dell'umidità del fango utilizzando il metodo Australian Standard AS 1289.2.1.1 (AS 2005)	51
Tabella 3.2. Distribuzione dimensionale degli aggregati di particelle prelevati in situ	52
Tabella 3.3. Caratteristiche fisiche dei field samples: campioni di particelle	53
Tabella 3.4. Caratteristiche fisiche dei field samples: campioni di croste.....	53
Tabella 4.1. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 900 RPM)	61
Tabella 4.2. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 1200 RPM)	61
Tabella 4.3. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 1500 RPM)	62
Tabella 4.4. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 1800 RPM)	62

Tabella 4.5. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 2100 RPM)	63
Tabella 4.6. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 2400 RPM)	63
Tabella 4.7. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 2700 RPM)	64
Tabella 4.8. Risultati del fitting della Legge di potenza sui dati sperimentali per le tre configurazioni in studio	70
Tabella 4.9. Velocità di flusso libero (misurata a 40 cm dal pavimento della galleria) u_{40} , velocità d'attrito u^* e coefficiente z_0 al variare della velocità di rotazione del ventilatore	78
Tabella 4.10. Risultati dell'analisi granulometrica condotta secondo la procedura U.S.EPA (U.S.EPA, 2006)	79
Tabella 4.11. Profili di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (particelle, 0 %)	81
Tabella 4.12. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (crosta con crack).....	82
Tabella 4.13. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (crosta integra).....	82
Tabella 4.14. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (saltazione su campione di crosta integra).....	83
Tabella 4.15. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito del vento u^* e dell'umidità dei campioni	85
Tabella 4.16. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito del vento u^* e dell'umidità dei campioni	85
Tabella 4.17. Rapporto fra le emissioni di PM2.5 e di PM10 al variare della velocità d'attrito del vento u^* e dell'umidità dei campioni	85

Tabella 4.18. Parametri del fitting della legge di potenza ($E = a \cdot u_*^b$) sui dati di emissione sperimentali	86
Tabella 4.19. Risultati del fitting della legge esponenziale ($E = a \cdot b^w$) per le diverse velocità d'attrito investigate	89
Tabella 4.20. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito u_* per i diversi campioni di crosta.....	93
Tabella 4.21. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito u_* per i diversi campioni di crosta.....	93
Tabella 4.22. Rapporto fra le emissioni di PM2.5 e di PM10 al variare della velocità d'attrito del vento u_* per i diversi campioni di crosta in studio	94
Tabella 5.1. Procedura di determinazione della velocità d'attrito limite della superficie dalla distribuzione granulometrica	102
Tabella A.1. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 0 %)	121
Tabella A.2. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 2 %)	121
Tabella A.3. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 8 %)	122
Tabella A.4. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 16 %)	122
Tabella A.5. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 24 %)	123
Tabella A.6. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta indisturbata)	123
Tabella A.7. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta con crack).....	124
Tabella A.8. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta con saltazione)	124

Tabella A.9. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 0 %)	125
Tabella A.10. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 2 %)	125
Tabella A.11. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 8 %)	126
Tabella A.12. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 16 %)	126
Tabella A.13. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 24 %)	127
Tabella A.14. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta integra)	127
Tabella A.15. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta con crack)	128
Tabella A.16. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta con saltazione)	128

Elenco degli Acronimi

ACS = American Cancer Society

AEI = Average Exposure Indicator

AQG = Air Quality Guideline

BRDA = Bauxite Residue Disposal Area

COV = Composti Organici Volatili

DICAAR = Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura (Università di Cagliari)

EC = European Commission

ECO = Exposure Concentration Obligation

EF = Emission Factor

EWT = Environmental Wind Tunnel

IT = Intensità di Turbolenza

NAAQS = National Air Ambient Quality Standards

NEI = National Emission Inventory

NERT = National Exposure Reduction Target

OMS = Organizzazione Mondiale della Sanità

PM = Particulate Matter

PM_{2.5} = Particulate Matter 2.5 µm or less in diameter

PM₁₀ = Particulate Matter 10 µm or less in diameter

SLA = Strato Limite Atmosferico

TSP = Total Suspended Particles

UE = Unione Europea

U.S.EPA = United States Environmental Protection Agency

Abstract

The disposal of industrial and mineral processing residues (tailings) represents a major concern for human health and the diverse environmental matrices when considering the impact on soil and groundwater due to leachate filtration through the bottom of tailings basins, as well as the impact on the atmosphere caused by the wind erosion of the exposed surfaces. In fact, under unfavorable meteorological conditions (high temperature, intense solar radiation, low humidity and high wind velocity) the erosion of the dry surfaces may cause the emission of large quantities of fine and extra-fine particles (PM₁₀ and PM_{2.5}). Considering the significance of the issue on a global scale and the increasingly stricter orientation of international environmental policies towards a progressive reduction of harmful emissions generated by industrial activities, the need for reliable modelling tools capable of estimating the contribution of tailing basins to PM air pollution becomes apparent.

The research hereby discussed specifically deals with the disposal of the red mud originated from the Bayer process (i.e. production of alumina from bauxite). Experimental emission tests were performed at the Department of Civil and Environmental Engineering and Architecture (DICAAR) of Cagliari University on red mud samples collected at a major Bauxite Residue Disposal Area (BRDA) located in south-eastern Sardinia (Italy). PM emission tests were carried out by means of the Environmental Wind Tunnel (EWT) recently designed and built at DICAAR.

Before the emission tests, the red mud samples (particles assemblages and crusts) were prepared through drying processes, in order to simulate the state of the surface at the top of the BRDA (*field condition*), and wind speed measurements were performed into the wind tunnel to verify the accuracy of the simulated part-depth Atmospheric Boundary Layer (ABL). The emission tests were performed by adjusting the simulated wind speed to account for different intensity of the erosion phenomenon and detecting PM concentrations downstream of the samples with an aerosol monitoring system (DustTrak DRX). The Emission Factor (EF) of the red mud surfaces was calculated from the measured values of PM concentration and wind velocity, as a function of the main affecting variables (red mud water content and wind velocity).

1 Introduzione

Il presente lavoro riguarda le emissioni di particolato (PM) in atmosfera generate dall'erosione eolica delle superfici dei bacini di abbancamento dei residui dei processi mineralurgici (bacini sterili). Tali superfici possono emettere ingenti quantità di particolato fine ed extra-fine, in relazione sia alle dimensioni delle superfici esposte sia alle caratteristiche granulometriche e chimiche dei materiali abbancati (Dentoni et al., 2019a; Power et al., 2011)

Le emissioni di PM sono fra le principali cause di inquinamento atmosferico, una delle problematiche ambientali di maggiore rilievo a livello globale, in relazione all'impatto sulla salute umana, sul clima e sull'ambiente nel suo complesso. Infatti, il particolato è uno degli inquinanti più pericolosi e diffusi in atmosfera, insieme a ossidi di azoto e di zolfo, monossido di carbonio, piombo, benzene e ozono troposferico. L'Unione Europea e gli Stati Uniti monitorano lo stato di qualità dell'aria in riferimento alle concentrazioni misurate, stimate o previste di tali contaminanti, definendo i valori limite di concentrazione in atmosfera (European Union, 2008; U.S.EPA, 2018a).

Al fine di definire e implementare adeguate misure di prevenzione e controllo delle emissioni e garantire il raggiungimento di livelli di qualità dell'aria adeguati, è di fondamentale importanza conoscere in maniera approfondita i fenomeni di emissione e di dispersione in atmosfera degli inquinanti.

Le emissioni da superfici esposte all'erosione eolica (quali quelle dei bacini sterili) dipendono dalla velocità e dalla direzione del vento, dall'estensione e dall'orientazione delle superfici e dalle caratteristiche dei materiali che le compongono (dimensione e densità delle particelle, contenuto d'umidità, forze interparticellari, presenza di croste superficiali, etc.). I fattori di emissione disponibili in letteratura - come quelli proposti dal Documento AP-42 dell'U.S.EPA (U.S.EPA, 2006) - sono finalizzati a descrivere le emissioni di sorgenti di caratteristiche molto diverse fra loro; a questo scopo implementano le leggi generali che governano il fenomeno dell'emissione. D'altra parte, per questo motivo, risultano poco capaci di descrivere l'emissione di sorgenti specifiche, soprattutto quando queste sono caratterizzate da aree molto estese e da materiali non omogenei. In questi casi, modelli e fattori di emissione sito-specifici possono essere

elaborati a partire dalle leggi fisiche che descrivono l'emissione per erosione eolica e dalle specifiche caratteristiche della sorgente.

Nell'ambito del programma di Dottorato è stato definito un modello concettuale di emissione che descrive il potenziale emissivo delle superfici dei bacini di smaltimento dei residui di produzione del processo Bayer (BRDAs - *Bauxite Residue Disposal Areas*). Il modello introduce il concetto di scomposizione della superficie emittente in diverse tipologie di sorgenti (croste integre, croste con crack e cumuli di particelle) e determina l'emissione complessiva come somma dei contributi dell'emissione delle singole sorgenti, in funzione della velocità del vento e dell'umidità dei materiali.

Al fine di analizzare le caratteristiche di emissione di ciascuna tipologia di sorgente è stato predisposto uno studio sperimentalmente, condotto attraverso una galleria del vento ambientale, progettata e costruita nelle officine del DICAAR (Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura) nell'ambito del Progetto di Dottorato (Dentoni et al., 2019b).

Preliminarmente alla determinazione delle caratteristiche di emissione, la galleria è stata regolata in modo da riprodurre il profilo di Strato Limite Atmosferico (SLA) di progetto, misurato in situ sulla superficie del bacino di accumulo dei fanghi rossi. Nel corso della sperimentazione, è stato eseguito il fitting della legge di potenza del profilo di velocità del vento sui profili di velocità misurati in galleria del vento. I parametri caratteristici della legge ottenuti mediante il fitting sono stati confrontati con i parametri caratteristici dello SLA di progetto (Dentoni et al., 2019b).

Il fango rosso prelevato dalle superfici del bacino è stato trattato in laboratorio al fine di studiare in galleria del vento campioni rappresentativi delle diverse tipologie di sorgenti individuate dal modello concettuale. Sono stati prodotti campioni di materiale particellare a diversi livelli di umidità, campioni di croste integre e con fratture.

Le prove di emissione sono state condotte utilizzando procedure sperimentali definite a partire dall'analisi dei casi di studio correlabili trattati nella letteratura scientifica. Negli ultimi anni, infatti, sono stati condotti numerosi studi di emissione di PM da superfici erodibili utilizzando gallerie del vento in riferimento a suoli agricoli (Aimar et al. 2012; AVECILLA et al. 2016; Panebianco et al. 2016), *dry lakes* (Roney e White 2006), sterili minerari (Mckenna Neuman et al. 2009), scorie di fonderia (Sanderson et

al., 2014) e diverse tipologie di terreni (Wu et al., 2018). Le emissioni di particolato sono state determinate a partire dalle misure di concentrazione di PM e velocità del vento, utilizzando la procedura di calcolo definita da Roney e White (2006).

I risultati dei test in galleria del vento hanno permesso di definire le leggi che esprimono la variabilità delle emissioni di PM in funzione della velocità del vento e dell'umidità dei campioni in studio. La definizione di tali leggi ha consentito di condurre un'analisi bivariata attraverso la quale sono stati definiti dei Fattore di Emissione che esprimono le emissioni di PM10 e PM2.5 in funzione delle due variabili influenti.

L'applicazione del modello concettuale proposto e dei Fattori di Emissioni determinati per le tre tipologie di sorgente potrebbe essere estesa ad altri sterili e/o superfici erodibili, naturali o antropiche, aventi caratteristiche fisiche comparabili.

2 Inquadramento Teorico

Il presente capitolo discute le basi teoriche del Progetto di Dottorato. In particolare, nel paragrafo 2.1 sono descritte le caratteristiche principali delle sorgenti di emissione oggetto di studio: i bacini di smaltimento degli sterili mineralurgici. Nel paragrafo 2.2 sono discusse le caratteristiche rilevanti dell'inquinante atmosferico considerato: il particolato solido aerodisperso (PM). Infine, nel paragrafo 2.3 sono descritte le caratteristiche delle gallerie del vento ambientali utili allo svolgimento degli studi sperimentali di interesse.

2.1 Bacini Sterili

L'industria mineralurgica si fonda sull'estrazione dei metalli di interesse dal minerale grezzo mediante un processo di arricchimento, costituito da un insieme di tecniche di trattamento mineralurgico o idro-metallurgico. La prima fase del processo prevede la frantumazione e la macinazione del grezzo; in seguito, i fini generati vengono concentrati - spesso per flottazione - al fine di liberare il metallo di interesse dagli elementi di minore valore economico. Nel corso del processo, vengono prodotte due tipologie principali di materiali: il concentrato del metallo di interesse e i residui di processo (sterili mineralurgici o *tailings*) - costituiti dagli elementi che compongono il minerale grezzo (compresa una quantità residua delle sostanze estratte) e dai reagenti chimici impiegati nel corso del processo di concentrazione.

In genere, gli sterili vengono allontanati dagli impianti di lavorazione sotto forma di fanghi (contenuto solido compreso tra il 15% e il 60%) e smaltiti attraverso una serie di punti di scarico disposti lungo l'argine delle discariche (bacini sterili o *tailings basins*). I volumi di sterili generati sono nettamente superiori ai volumi di concentrato prodotti, per questo motivo il loro smaltimento costituisce una delle maggiori problematiche dell'industria mineralurgica (Dixon-Hardy ed Engels, 2007; Vick, 1990). In particolare, nel corso dell'ultimo secolo i volumi prodotti sono aumentati in maniera drastica, a causa dell'aumento della richiesta di minerali e metalli e della diminuzione della qualità dei giacimenti disponibili (Dixon-Hardy ed Engels, 2007; Vare et al., 2018). A partire dagli anni 2000, la produzione giornaliera è dell'ordine delle centinaia di

migliaia di tonnellate, superiore di due ordini di grandezza rispetto ai quantitativi prodotti intorno al 1960 (Jakubick et al., 2003).

I rischi ambientali legati allo smaltimento dei *tailings* sono dovuti alla elevata mobilità dei contaminanti nelle diverse matrici ambientali (aria, acqua e suolo), favorita dai processi di macinazione a cui i materiali sono sottoposti. I rischi legati alla contaminazione dell'aria sono connessi alle caratteristiche delle superfici dei bacini sterili, costituite in genere da materiali con granulometria fine, in assenza di elementi non erodibili quali la vegetazione o altri elementi di rugosità. In regimi climatici aridi e ventosi, le superfici dei bacini possono essere erose dal vento ed emettere particolato e altri contaminanti in atmosfera, causando gravi problemi ambientali nelle aree adiacenti (Al-Ansari e Knutsson, 2014; Blight, 1989; Kon et al., 2007; Mckenna et al., 2009).



Figura 2.1. Discarica fanghi rossi a Monteponi (Italia). In foto, sono rappresentati i fini asportati dalle superfici dall'azione erosiva del vento (ISPRA, 2014)

2.1.1 Bauxite Residue Disposal Areas (BRDAs)

La produzione industriale di allumina a partire della bauxite viene condotta in tutto il mondo, eccezion fatta per alcuni impianti operanti in Cina, Russia e Iran, utilizzando il processo brevettato da Karl Bayer nel 1888 (Evans, 2016). Questo processo si basa sulla lisciviazione caustica della bauxite ad elevata temperatura e pressione, seguita dalla separazione della risultante soluzione di alluminato di sodio e precipitazione selettiva dell'alluminio come ossido di alluminio idrato ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$). Un moderno impianto Bayer include unità di processo per la macinazione della bauxite, pre-rimozione della

silice, digestione, chiarificazione e vasche di decantazione in contro-corrente. Queste unità di processo sono seguite da un ulteriore ispessitore o stadio di filtrazione, prima dello scarico del residuo nell'area di smaltimento (BRDA - *Bauxite Residue Disposal Area*).

Il residuo di produzione del processo Bayer viene chiamato fango rosso; lo smaltimento del fango rappresenta una delle problematiche ambientali più rilevanti dell'industria mineralurgica, a causa delle ingenti quantità che vengono generate per ogni tonnellata di allumina estratta (da 0,7 a 2 tonnellate, in funzione della qualità della bauxite e dei parametri del processo) e all'assenza di tecniche di riuso o di riciclo attuabili da un punto di vista economico (Evans, 2016; Mombelli et al., 2019). Allo stato attuale sono presenti circa 80 impianti di produzione di alluminio che utilizzano il processo Bayer e 30 impianti chiusi; nei bacini di pertinenza sono smaltiti più di 3 miliardi di tonnellate di fango (Evans, 2016). Il quantitativo di fango smaltito annualmente è pari a circa 120 milioni di tonnellate (Power et al., 2011).

I fanghi sono costituiti da particelle di dimensioni molto ridotte (90% sotto i 20 μm) e relativamente uniformi, con peso specifico compreso fra 3.2 e 3.8 g cm^{-3} . Presentano un pH fortemente alcalino (fra 10 e 13) e sono caratterizzati da bassi valori dell'indice e del limite di plasticità.

La composizione chimica dei fanghi è determinata dalla natura della bauxite e dai parametri del processo. I minerali presenti nella bauxite sono i componenti principali, la loro concentrazione può risultare maggiore nel residuo rispetto che nella bauxite o viceversa, in funzione della loro solubilità e delle temperature utilizzate nel corso del processo. L'elemento più abbondante è il ferro, che conferisce al residuo il tipico colore rossastro, altri componenti caratteristici sono il titanio, il silicio e l'alluminio. Si possono trovare, inoltre, importanti quantità di calcio e sodio, aggiunti nel processo Bayer sotto forma di calcare e soda caustica e rimossi solo parzialmente nel processo di lavaggio in contro corrente (Gräfe et al., 2011). La composizione chimica dei fanghi rossi è riportata in Tabella 2.1.

Tabella 2.1. Composizione chimica dei fanghi rossi (EA, 2015)

Componenti	Intervallo tipico (%)
Fe ₂ O ₃	20 - 45
Al ₂ O ₃	10 - 22
TiO ₂	4 - 20
CaO	0 - 14
SiO ₂	5 - 30
Na ₂ O	2 - 8

Prima del 1970, i residui venivano smaltiti mediante lagunaggio e scarico a mare. Lo smaltimento mediante lagunaggio comporta il pompaggio del residuo proveniente dal processo di lavaggio in bacini terrestri in forma di torbida con contenuto solido compreso fra il 18 e il 30 % (Evans, 2016). Tali bacini possono essere depressioni naturali, adeguate allo scopo utilizzando dighe o terrapieni per garantire il contenimento, o strutture fabbricate. A partire dagli anni '70, lo sviluppo di tecnologie di ispessimento e filtrazione del fango e l'emanazione di norme volte alla protezione dell'ambiente, ha fatto sì che lo smaltimento a umido sia stato gradualmente sostituito dallo smaltimento allo stato secco (Cigagna et al., 2014). Attualmente, oltre il 70 % viene smaltito utilizzando metodi di stoccaggio a secco, utilizzando le tecniche definite *dry stacking* e *dry cake disposal*. Adottando il metodo di stoccaggio *dry stacking*, il fango proveniente dai processi di lavaggio (contenuto solido intorno al 10%) è ispessito prima dello scarico raggiungendo un contenuto di solidi compreso fra il 48 e il 55%. Utilizzando questa tecnologia di stoccaggio, si massimizza l'utilizzo dei terreni disponibili, in quanto è reso possibile lo stoccaggio di una massa maggiore di solidi per unità di area, e le strutture richieste per un sicuro contenimento sono minimizzate. Nello stoccaggio *dry cake disposal* il residuo viene trattato meccanicamente, con l'ausilio di filtropresse o filtri a tamburo, per rimuovere quanta più acqua possibile producendo un pannello secco con un contenuto di

solidi maggiore del 65% prima dello smaltimento. I pannelli non possono essere pompati, vengono quindi trasportati nell'area di smaltimento mediante camion.

Il principale rischio di impatto ambientale legato allo smaltimento del fango è l'inquinamento di acqua e suolo a causa della percolazione di sostanze inquinanti dalla superficie del bacino (Dentoni et al., 2014). Il passaggio alle tecnologie di smaltimento a secco ha ridotto in maniera importante il pericolo ambientale legato alla contaminazione del suolo e delle acque sotterranee a opera del percolato caustico e di altri inquinanti. Di contro, risultano favoriti i processi di essiccazione ai quali il fango è soggetto in relazione alle condizioni climatiche e alle modalità di gestione dei bacini, che rendono la superficie del fango soggetta all'azione erosiva del vento e alla conseguente emissione di particolato in atmosfera (Power et al., 2011).

2.2 Particolato

Il particolato è una miscela eterogenea di particelle solide e liquide (*droplets*) disperse in atmosfera, con un diametro variabile da pochi nanometri fino a oltre cento micrometri. Le particelle atmosferiche contengono ioni inorganici, metalli, composti organici e componenti della crosta terrestre; si originano da sorgenti di diverse tipologie e differiscono per composizione chimica, forma e dimensioni (Piras, 2011). Alcune particelle, come quelle componenti la polvere, la fuliggine o il fumo, sono abbastanza grandi o scure da essere viste ad occhio nudo; altre sono così piccole da poter essere rilevate solo mediante un microscopio elettronico (US EPA, 2020).

Il processo di formazione del particolato è particolarmente complesso e non univoco, tuttavia, a seconda del tipo di processo di formazione, le particelle possono essere distinte in primarie e secondarie. Le particelle primarie vengono emesse direttamente in atmosfera a seguito di fenomeni naturali (erosione del vento, lisciviazione e rottura di particelle più grandi e spray marino in prossimità delle coste) o antropici (processi di combustione nei motori dei veicoli o legati ad attività domestiche e industriali). Le particelle primarie hanno una dimensione media maggiore delle particelle secondarie e sono quindi più soggette a processi di deposizione che limitano il loro tempo di permanenza in atmosfera. Le particelle secondarie sono prodotte dalle reazioni chimiche e fisiche dei gas precursori del PM (ossidi di azoto, anidride solforosa,

ammoniaca e composti organici volatili (COV)). Nello specifico, le particelle secondarie sono formate a seguito di processi di condensazione di sostanze a bassa tensione di vapore, precedentemente formate attraverso processi di evaporazione ad alte temperature, o a seguito di reazioni chimiche tra inquinanti primari allo stato gassoso presenti in atmosfera. La maggior parte dei gas precursori del PM sono emessi da fonti antropiche; tuttavia, alcune fonti biogeniche contribuiscono all'emissione di ossidi di azoto, ammoniaca e COV (Richards, 2000).

2.2.1 Proprietà Fisiche

La dimensione delle particelle disperse in atmosfera è il parametro che governa principalmente il loro comportamento aerodinamico. La dimensione di una particella di forma irregolare, come quelle che costituiscono il PM, è definita attraverso il diametro equivalente di Stokes: il diametro di una particella sferica avente la stessa massa volumica e velocità di sedimentazione della particella in esame. Le particelle di PM si differenziano fra loro, oltre che per la forma, per i diversi valori di massa volumica; è necessario quindi descriverle attraverso una grandezza che renda paragonabile il diametro equivalente di particelle aventi massa volumica differente. Si definisce diametro aerodinamico di una particella di forma e densità qualunque il diametro di una sfera di massa volumica pari a 1 g cm^{-3} , con la stessa velocità terminale di sedimentazione della particella in esame. Particelle aventi stessa forma e dimensione ma diversa massa volumica sono caratterizzate dallo stesso diametro di Stokes ma da un diverso diametro aerodinamico.

Il diametro aerodinamico influenza i meccanismi di trasporto in atmosfera e di emissione e deposizione delle particelle di PM. Questo parametro, inoltre, è determinante nei meccanismi di inalazione e deposizione delle particelle nel sistema respiratorio umano. La dimensione delle particelle sospese in atmosfera varia di cinque ordini di grandezza in un intervallo esteso, approssimativamente compreso fra $0.001 \text{ }\mu\text{m}$ e $100 \text{ }\mu\text{m}$. Le particelle di PM trasportate in aria (*airborne particles*) sono classificate sulla base del loro diametro aerodinamico in frazione grossolana (PM₁₀, particelle con diametro aerodinamico inferiore o uguale a $10 \text{ }\mu\text{m}$) e frazione fine (PM_{2.5}, particelle con diametro aerodinamico inferiore o uguale a $2.5 \text{ }\mu\text{m}$) (Gozzi et al., 2017). La frazione grossolana include per lo più particelle primarie, prodotte dalla rottura meccanica di particelle con dimensioni maggiori, e alcune particelle secondarie. Al contrario, una grossa porzione

della frazione fine è costituita da particelle secondarie, formatesi mediante processi di coagulazione e condensazione (Gozzi et al., 2017; US EPA, 2018).



Figura 2.2. Confronto fra le dimensioni del PM e alcune grandezze di riferimento (US EPA)

2.2.2 Proprietà Chimiche

Il particolato si compone di sali inorganici (solfato di ammonio, nitrato di ammonio, cloruro di sodio), carbonio organico, carbonio elementare, particelle di origine biologica (spore, fungine, pollini, cellule batteriche, virus, nonché frammenti e prodotti di organismi), metalli pesanti e materiali cristallini provenienti da rocce e suoli.

Le particelle fini sono ricche in solfati, ammonio, ioni idrogeno, carbonio elementare e composti organici (Piras, 2011). Il solfato è presente nella frazione fine come solfato di ammonio, formato dall'ossidazione di SO_2 in atmosfera, e sotto forma di Na_2SO_4 di origine marina. L'ammonio è prodotto dalla neutralizzazione di acidi nitrici e solforici ad opera dell'ammoniaca presente in atmosfera. Il carbonio elementare e il carbonio organico sono prodotti a seguito di processi di combustione incompleta di biomassa e combustibili fossili (Gozzi et al., 2017).

Le particelle di materiale cristallino (calcio, alluminio, silicio, manganese e ferro), i pollini e i prodotti vegetali e animali si trovano principalmente nella frazione grossolana.

La composizione della polvere minerale varia notevolmente in funzione della geologia, delle condizioni meteorologiche e dei processi superficiali nell'area sorgente. Anche le particelle biologiche sono caratterizzate da dimensioni e morfologia eterogenee.

Al variare dei processi di formazione, alcuni composti chimici si possono trovare sia nella frazione fine, sia in quella grossolana. Per esempio, il nitrato è presente nella frazione fine sotto forma di nitrato d'ammonio, prodotto a seguito della reazione dell'acido nitrico in forma gassosa con l'ammoniaca; nella frazione grossolana è prodotto principalmente dalla reazione dell'acido nitrico con particelle solide preesistenti. Il potassio presente nella frazione fine si genera a seguito degli incendi, mentre quello presente nella frazione grossolana deriva dall'erosione eolica dei suoli (Piras, 2011).

2.2.3 Standard di Qualità dell'Aria

L'inquinamento atmosferico da particolato causa effetti avversi sulla salute umana e sull'ambiente. Numerosi studi epidemiologici hanno evidenziato la connessione fra l'esposizione al PM e problemi agli apparati cardiaci e respiratori, mutazioni del sistema immunitario e insorgenza di tumori. Elevate concentrazioni sono associate inoltre a effetti dannosi sugli ecosistemi, il clima e la trasparenza dell'aria e alla degradazione dei materiali.

In riferimento alla qualità dell'aria ambiente, le frazioni di particolato usate come indicatori sono il PM10 e il PM2.5. Il PM10 è definito come la frazione del materiale particolato sospeso in aria ambiente che passa attraverso un sistema di separazione in grado di selezionare, con un'efficacia di campionamento pari al 50%, il materiale particolato di diametro aerodinamico pari a 10 μm . Il PM2.5 è definito come la frazione del materiale particolato sospeso in aria ambiente che passa attraverso un sistema di separazione in grado di selezionare, con un'efficacia di campionamento pari al 50%, il materiale particolato di diametro aerodinamico pari a 2.5 μm . La frazione PM10 è analoga alla frazione toracica definita dalle convenzioni ISO/CEN/ACGIH per i luoghi di lavoro; la frazione PM2.5 è analoga alla frazione respirabile alto rischio ISO/CEN/ACGIH.

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) stabilisce valori guida di qualità dell'aria (*Air Quality Guidelines* - AQGs) per la concentrazione di PM nel breve (24 ore)

e nel lungo periodo (anno civile), il cui raggiungimento è associato a una riduzione significativa del rischio previsto per la salute umana. Pur essendo il PM10 l'indicatore dell'inquinamento da PM più utilizzato negli studi epidemiologici, i valori guida AQGs riferiti al lungo periodo (concentrazioni medie annue) sono stati definiti sulla base di studi condotti utilizzando il PM2.5 come indicatore. Infatti, la letteratura scientifica è in grado di dimostrare la correlazione fra l'esposizione a lungo termine al PM2.5 e la mortalità, mentre le evidenze sugli effetti dell'esposizione a lungo termine al PM10 sono insufficienti per produrre delle linee guida separate. I valori guida annuali vengono definiti per il PM2.5 e convertiti nei rispettivi valori guida per il PM10 applicando un rapporto PM2.5/PM10 pari a 0.5, corrispondente con il valore minimo determinato in aree urbane di paesi sviluppati ($PM2.5/PM10 = 0.5 \div 0.8$).

Il valore limite per l'esposizione al PM2.5 nel lungo periodo è pari a $10 \mu g m^{-3}$. Questo valore rappresenta il limite inferiore dell'intervallo all'interno del quale sono stati osservati effetti significativi sulla sopravvivenza in uno studio condotto dall'*American Cancer Society* (ACS) (Pope et al., 2002). Questo livello di concentrazione, pur non evitando completamente effetti sulla salute umana, rappresenta un target raggiungibile nei paesi altamente sviluppati e il cui raggiungimento può comportare una netta riduzione degli effetti sulla salute. Il valore guida per l'esposizione a lungo termine al PM10 è pari a $20 \mu g m^{-3}$.

Al contrario di quanto detto in riferimento agli studi sull'esposizione a breve termine, numerosi studi scientifici danno evidenza degli effetti dell'esposizione a breve termine al PM10; queste evidenze sono state usate per la definizione dei valori limite per il PM relativi al breve periodo. Il valore guida per l'esposizione a breve termine al PM10 è pari a $50 \mu g m^{-3}$ e si riferisce al 99° percentile dei valori di concentrazione media giornaliera misurati nel corso dell'anno civile. Il corrispondente valore guida per l'esposizione a breve termine al PM2.5 è pari a $25 \mu g m^{-3}$.

Ai valori guida definiti dall'OMS per il PM10 e il PM2.5 si aggiungono i valori limite stabiliti dall'Unione Europea (UE) e gli Stati Uniti (USA), che sono regolarmente sotto revisione, al fine di promuovere una graduale riduzione delle concentrazioni limite. I valori limite dalla Direttiva Europea, i NAAQS (*National Air Ambient Quality Standards*) dell'U.S.EPA e i valori guida dell'OMS sono riportati in Tabella 2.2 (EEA, 2019).

Tabella 2.2. Valori limite per la concentrazione in aria di PM10 e PM 2.5 definiti da Unione Europea, OMS e US EPA (European Union, 2008; U.S.EPA, 2018; WHO, 2006)

Indicatore	Periodo	Valori limite	Commenti
PM10	Lungo termine (media annua)	UE: 40 µg/m ³	
		OMS AQG: 20 µg/m ³	
		US EPA NAAQS: -	
	Breve termine (24 h)	EU: 50 µg/m ³	Da non superare più di 35 giorni all'anno
		OMS AQG: 50 µg/m ³	99° percentile (3 giorni all'anno)
		US EPA NAAQS: 150 µg/m ³	98° percentile (3 giorni all'anno)
PM2.5	Lungo termine (media annua)	UE: 25 µg/m ³	Dal 1Gennaio 2015
		UE ECO: 20 µg/m ³	Indicatore di esposizione media AEI nel 2015
		UE NERT: 0-20 % riduzione dell'esposizione	AEI nel 2020, la percentuale di riduzione dipende dal valore iniziale dell'AEI
		OMS AQG: 10 µg/m ³	
	Breve termine (24 h)	US EPA NAAQS: 12 µg/m ³	Primario; media annua su 3 anni
		US EPA NAAQS: 15 µg/m ³	Secondario; media annua su 3 anni
		UE: -	
		OMS AQG: 25 µg/m ³	99° percentile (3 giorni all'anno)
		US EPA NAAQS: 35 µg/m ³	98° percentile (3 giorni all'anno)

Nell'Unione Europea, la Direttiva 2008/50/EC stabilisce il valore limite per la concentrazione giornaliera e annuale di PM10 rispettivamente in 50 µg m⁻³(da non

superare per più di 35 volte in un anno) e in $40 \mu\text{g m}^{-3}$. La concentrazione limite annuale per il PM_{2.5} è pari a $25 \mu\text{g/m}^3$, non è invece definita la concentrazione limite giornaliera. La Direttiva indica inoltre due target per il PM_{2.5}, l'Obbligo di concentrazione dell'esposizione (*Exposure Concentration Obligation* - ECO) e l'Obiettivo nazionale di riduzione dell'esposizione (*National Exposure Reduction Target* - NERT), entrambi basati sull'indicatore di esposizione media (*Average Exposure Indicator* – AEI), una media su tre anni civili dei livelli di concentrazione misurati in siti di fondo urbano in zone e agglomerati selezionati dalle diverse autorità nazionali.

Negli Stati Uniti gli standard di qualità dell'aria per il PM (NAAQS) sono stati introdotti per la prima volta nel 1971, con riferimento alle polveri totali (*Total Suspended Particles* -TSP). A partire dal 1997, l'U.S.EPA riferisce i valori limite al PM₁₀ e al PM_{2.5}. Il limite per l'esposizione al PM_{2.5} nel breve e nel lungo periodo sono rispettivamente 35 e $12 \mu\text{g m}^{-3}$. Il limite giornaliero per il PM₁₀ è pari a $150 \mu\text{g m}^{-3}$; il valore limite annuale è stato invece eliminato a causa della carenza di studi scientifici in grado di evidenziare in maniera univoca la relazione fra l'esposizione a lungo termine al PM₁₀ ed effetti sulla salute (US EPA, 2019).

Oltre ai valori guida, l'OMS fornisce tre valori obiettivo provvisori (*Interim Target* - IT) per le concentrazioni di PM₁₀ e PM_{2.5}, allo scopo di sostenere le autorità governative nella definizione di politiche pubbliche fondate sulla salute e mirate alla progressiva riduzione della popolazione esposta al PM e al progressivo raggiungimento dei valori guida.

Per quanto riguarda l'esposizione nel lungo periodo, il livello IT-1 fa riferimento a una concentrazione media di PM_{2.5} pari a $35 \mu\text{g m}^{-3}$; questo valore è associato ad elevati livelli di mortalità nel mondo sviluppato e coincide con le maggiori concentrazioni medie riportate negli studi sugli effetti dell'esposizione a lungo termine. Il livello IT-2 è pari a $25 \mu\text{g m}^{-3}$, il raggiungimento del livello IT-2 riduce i rischi per la salute legati all'esposizione cronica di circa il 6 % rispetto al livello IT-1. Il livello IT-3 è pari a $15 \mu\text{g m}^{-3}$, questo livello garantisce una riduzione del 6% nel rischio di morte rispetto al livello IT-2. I valori AQGs e i valori obiettivo provvisori per l'esposizione a lungo termine al PM_{2.5} e al PM₁₀ sono riportati in Tabella 2.3.

Tabella 2.3. Valori obiettivo definiti dall'OMS per esposizione a lungo termine al PM (WHO, 2006)

	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Commenti
IT-1	70	35	Livello associato a un rischio di mortalità superiore del 15 % rispetto all'AQG
IT-2	50	25	Oltre a comportare altri benefici sulla salute, questo livello riduce il rischio di mortalità di circa il 6 % (2–11 %) rispetto al livello IT-1
IT-3	30	15	Oltre a comportare altri benefici sulla salute, questo livello riduce il rischio di mortalità di circa il 6 % (2–11 %) rispetto al livello IT-2
AQG	20	10	Concentrazioni più basse in corrispondenza delle quali sono stati riscontrati aumenti della mortalità, con confidenza maggiore del 95 %, in risposta all'esposizione a lungo termine a PM 2.5

Tabella 2.4. Valori obiettivo definiti dall'OMS per esposizione a breve termine al PM (WHO, 2006)

	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Commenti
IT-1	150	75	Circa il 5 % di aumento del rischio di mortalità rispetto al valore AQG
IT-2	100	50	Circa il 2.5 % di aumento del rischio di mortalità rispetto al valore AQG
IT-3	75	37.5	Circa l'1.2 % di aumento del rischio di mortalità rispetto al valore AQG
AQG	50	25	Sulla base delle relazioni fra i livelli delle 24 ore e quelli annuali

L'esposizione sul breve periodo al PM10 produce un aumento della mortalità di circa lo 0.5% per ogni incremento di $10 \mu\text{g m}^{-3}$ della concentrazione giornaliera, numerosi studi epidemiologici hanno dimostrato la validità della correlazione sia in paesi in via di sviluppo, sia in paesi attualmente sviluppati. Al livello IT-1 è associata una concentrazione giornaliera di PM10 pari a $150 \mu\text{g m}^{-3}$, che si traduce approssimativamente in un aumento del 5 % del rischio di mortalità rispetto al valore AQG. Al livello IT-2, pari a $100 \mu\text{g m}^{-3}$, è associato approssimativamente un aumento del 2.5% della mortalità. Il livello IT-3 è pari a $75 \mu\text{g/m}^3$ ed è associato a un aumento della mortalità dell'1.2% (WHO, 2006). I valori AQGs e i valori obiettivo provvisori per l'esposizione a breve termine al PM2.5 e al PM10 sono riportati in Tabella 2.4.

2.2.4 Emissioni di PM

2.2.4.1 Sorgenti di Emissione

Il particolato può essere emesso in atmosfera da sorgenti naturali e da sorgenti antropiche. Le fonti naturali includono aerosol marino, polvere e terreno asportati dal vento, incendi boschivi, pollini, spore ed eruzioni vulcaniche; le fonti antropiche includono la combustione dei combustibili fossili, i trasporti, le attività industriali, le attività estrattive, l'incenerimento dei rifiuti e i lavori agricoli. La principale fonte di particolato di origine naturale è rappresentata dalle grandi aree desertiche: Sahara, Kalahari, Gobi, penisola arabica, deserto australiano, Death Valley e il deserto della Patagonia (Engelbrecht e Derbyshire, 2010). Nelle aree urbane, le fonti principali di PM sono l'utilizzo di combustibili in ambito domestico per il riscaldamento e la cucina e il traffico veicolare. In particolare, la maggior parte delle emissioni di PM dovute al traffico veicolare provengono dagli scarichi dei motori diesel (Gozzi et al., 2017).

Nel contesto del report sulle emissioni registrate nell'Unione Europea fra il 1990 e il 2018 (EEA, 2020), le sorgenti di emissione di PM primario sono state suddivise in gruppi, riferendosi ai principali settori antropici che contribuiscono alle emissioni di contaminanti atmosferici in Europa: trasporto (stradale e non stradale), produzione e distribuzione di energia, industria (processi industriali e utilizzo dei prodotti), agricoltura, rifiuti (discariche, l'incenerimento dei rifiuti con recupero di calore e combustione dei rifiuti all'aperto) e settore commerciale, istituzionale e domestico.

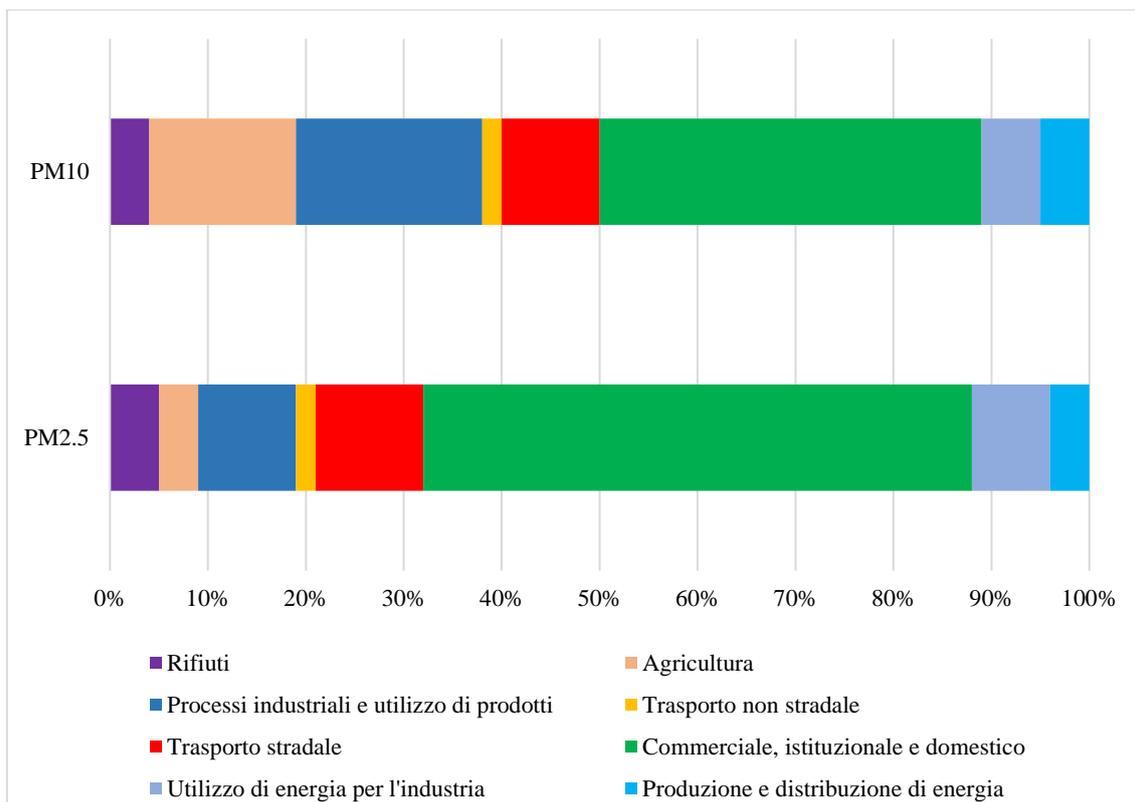


Figura 2.3. Contributo dei principali settori antropici alle emissioni di PM primario in Europa nel 2018

La Figura 2.3 evidenzia il contributo alle emissioni totali di PM2.5 e PM10 di ciascuno dei settori suddetti. Il settore che contribuisce principalmente alle emissioni di PM è quello commerciale, istituzionale e domestico, fortemente influenzato dall'utilizzo di combustibili in ambito domestico. Il settore commerciale, istituzionale e domestico contribuisce al 38% delle emissioni di PM10, i processi industriali e l'utilizzo dei prodotti al 21% e le attività agricole al 16%. Per quanto riguarda il PM2.5, il 55% delle emissioni sono da attribuire al settore commerciale, istituzionale e domestico, l'11% al trasporto su strada e il 10% a processi industriali e utilizzo dei prodotti.

Negli Stati Uniti, il “*National Emissions Inventory (NEI) 2014 version 2*” (EPA, 2018) è il più recente inventario delle emissioni dei contaminanti indice (*Criteria Air Pollutant - CAP*) e dei contaminanti atmosferici pericolosi (*Hazardous Air Pollutant - HAP*). Nell'inventario NEI, le emissioni di particolato primario sono attribuite ai 60 settori del sistema di inventario delle emissioni (*Emission Inventory System - EIS*) o alle più tradizionali categorie Tier 1.

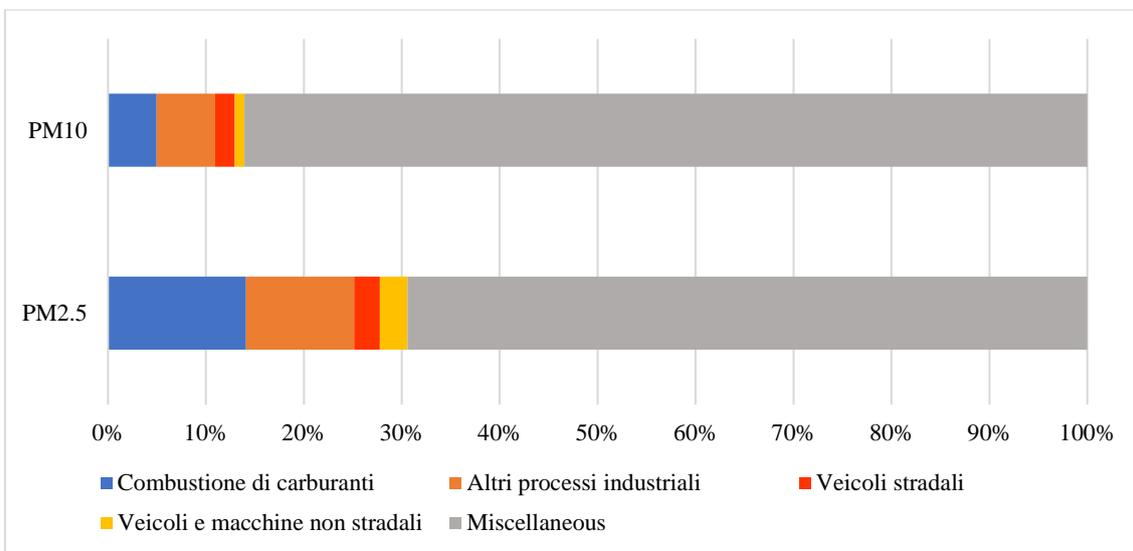


Figura 2.4. Confronto delle emissioni di PM primario dalle fonti antropiche tradizionalmente inventariate dall’U.S.EPA con le sorgenti miscellanee di cui al capitolo 13 dell’AP-42

In Figura 2.4, le emissioni di PM dalle sorgenti antropiche tradizionalmente inventariate dall’U.S. EPA (combustione di carburanti, altri processi industriali, veicoli stradali, veicoli e macchine non stradali) vengono confrontate con le emissioni dalle sorgenti miscellanee a cui fa riferimento il capitolo 13 del documento AP-42 dell’USEPA (U.S.EPA, 1995a). Nel 2014, le emissioni di PM primario da sorgenti miscellanee era pari all’86 % delle emissioni di PM10 totali e al 69 % delle emissioni di PM2.5.

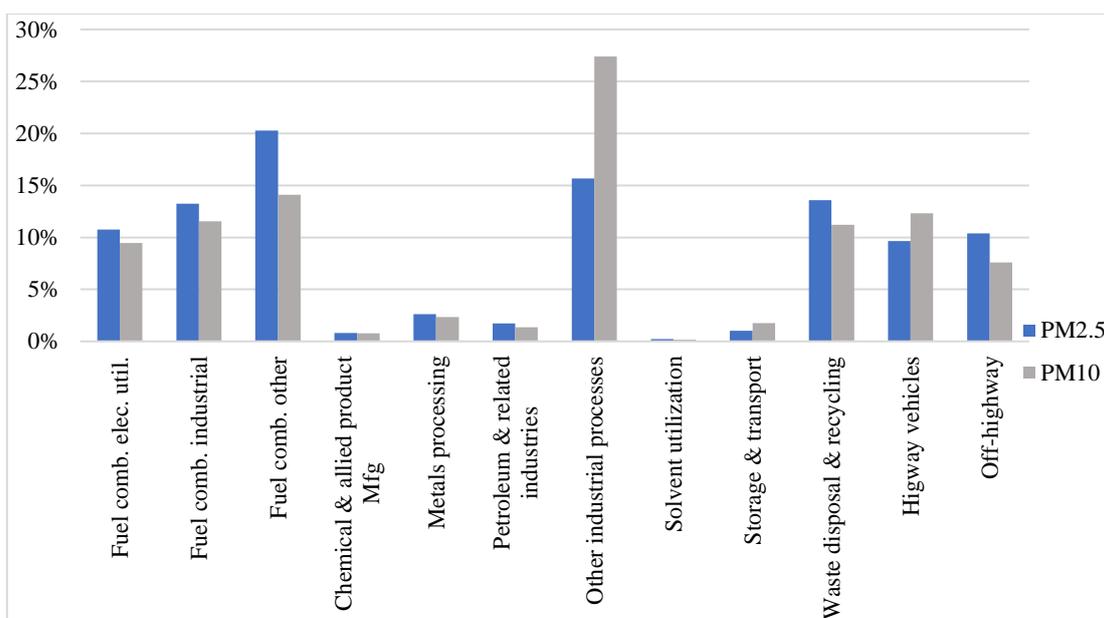


Figura 2.5. Emissioni di PM da sorgenti antropiche, raggruppate utilizzando le categorie Tier 1

In Figura 2.5 vengono confrontate le emissioni generate dalle fonti antropiche tradizionalmente inventariate dall’U.S.EPA, raggruppate in riferimento alle categorie Tier1. I gruppi “*fuel combustion other*”, guidato dal consumo di combustibile per usi domestici, e “*other industrial services*” sono risultati rispettivamente le fonti principali di PM10 e PM2.5 primario. In Figura 2.6, invece, viene rappresentato il contributo percentuale delle diverse sorgenti miscelleanee. La maggior parte delle emissioni di PM10 di origine miscelleana è da attribuire all’emissione di polveri diffuse da strade non pavimentate, mentre le emissioni di PM 2.5 sono fortemente influenzate dalle polveri prodotte da colture e allevamenti di bestiame e incendi.

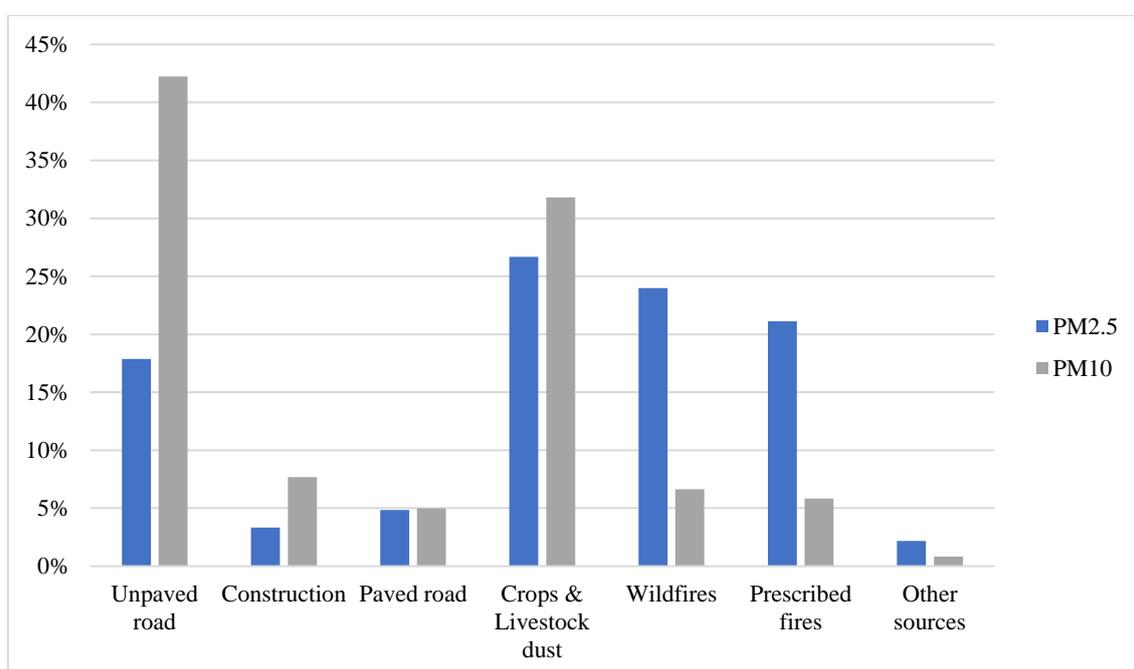


Figura 2.6. Emissioni di particolato primario da diverse fonti miscelleanee negli USA

2.2.4.2 Emissioni da Sorgenti Diffuse

Si definiscono sorgenti diffuse (*fugitive dust sources*) le fonti che emettono particolato in atmosfera in flussi non convogliati. Le sorgenti diffuse possono essere industriali, associate con il trasporto, lo stoccaggio e il trasferimento di materiali (materie prime, intermedie, secondarie e rifiuti), o non industriali, associate con il passaggio di mezzi in parcheggi, strade non pavimentate, strade asfaltate, attività di costruzione e lavori agricoli (WRAP, 2006). L’emissione di polvere diffusa può essere causata da azioni meccaniche (polverizzazione e abrasione di materiali mediante applicazione di forze meccaniche con

ruote, lame, ecc.) o dal vento (sollevamento di particelle per effetto di correnti d'aria turbolente, come nel caso dell'erosione di superfici esposte al vento) (U.S.EPA, 1995b).

Nelle aree caratterizzate da climi secchi, le superfici disturbate possono rilasciare polvere a causa dell'erosione eolica per lunghi periodi (anche diversi mesi), fino all'instaurarsi di un periodo umido. I principali componenti del particolato emesso da sorgenti diffuse sono particelle di terreno e altri materiali cristallini o particelle asportate da materiali granulari o polverulenti stoccati o depositati in aree aperte (WRAP, 2006).

Le misure adottate per il controllo delle emissioni sono la bagnatura superficiale, la stabilizzazione chimica, la riduzione della velocità d'attrito del vento con barriere frangivento e la copertura delle sorgenti. Lo scopo della bagnatura è di favorire l'agglomerazione delle particelle con altre particelle o gocce d'acqua, al fine di renderle non asportabili dal vento. Questo metodo di controllo è il più comune e, in generale, il meno costoso, ma garantisce un controllo delle emissioni limitato nel tempo; al contrario, l'utilizzo di prodotti chimici garantisce un abbattimento delle emissioni più duraturo ma può essere costoso e avere effetti negativi sull'ambiente o sui materiali stoccati. Le barriere frangivento sono progettate per ridurre la velocità del vento in prossimità delle superfici e, di conseguenza, l'erosione eolica; questo metodo di controllo delle polveri è comunemente utilizzato per i materiali stoccati in cumulo. La copertura completa delle fonti di particolato è il metodo di controllo più efficace, spesso però impraticabile da un punto di vista tecnico-economico a causa delle dimensioni delle sorgenti.

La valutazione delle emissioni di polvere generate da sorgenti diffuse viene condotta, in genere, utilizzando i fattori di emissione proposti dal documento AP42 dell'U.S. EPA. Nello specifico, le emissioni di PM da sorgenti diffuse sono discusse nel Capitolo 13 del documento AP42 (*Miscellaneous sources*); questo capitolo contiene i fattori di emissione e le informazioni da riferire a quelle categorie di sorgenti che differiscono in maniera sostanziale dalle altre sorgenti stazionarie trattate all'interno del documento (sorgenti puntuali). I fattori di emissione (EF) sono strumenti fondamentali per la gestione della qualità dell'aria. Un EF è un valore che tenta di mettere in relazione la quantità di una sostanza inquinante emessa in atmosfera con un'attività associata all'emissione della sostanza stessa; viene generalmente espresso come il peso dell'inquinante diviso per un'unità di peso, volume, distanza o durata dell'attività emittente

(ad es. kg di PM emesso per tonnellate di materiali stoccati). L'equazione generale per la stima delle emissioni è:

$$E = A \times EF \times (1-ER/100), \quad (1)$$

in cui E è l'emissione di PM, A il tasso di attività, EF il fattore di emissione e ER l'efficienza complessiva di riduzione delle emissioni.

In genere, i fattori di emissione sono lo strumento migliore o l'unico disponibile per la stima delle emissioni, nonostante i loro limiti. Infatti, i dati provenienti dagli studi di emissione condotti in sito forniscono la migliore rappresentazione delle emissioni della sorgente testata, ma questi dati specifici non sono sempre disponibili e, qualora disponibili, possono non riflettere la variabilità delle emissioni nel tempo (U.S.EPA, 1995a).

2.2.5 Industrial Wind Erosion

All'interno delle aree industriali, un importante contributo alle emissioni di polveri diffuse è dato dall'erosione eolica di cumuli di stoccaggio e aree esposte (discariche, bacini sterili, etc.). L'emissione di polvere generata dall'erosione eolica delle superfici esposte non è legata a specifiche operazioni industriali; dipende dalla velocità e orientazione del vento, dall'estensione e dall'orientazione delle superfici esposte e dalle caratteristiche fisiche dei materiali depositati (granulometria e densità delle particelle, struttura degli aggregati, contenuto di umidità e presenza di croste superficiali).

I fattori di emissione proposti nella letteratura tecnica e scientifica interpretano le principali leggi che governano il fenomeno emissivo, mentre le numerose variabili che influenzano il meccanismo di erosione delle superfici e successiva emissione di PM e la loro mutazione nello spazio e nel tempo vengono studiate, in genere, definendo dei modelli di emissione sito-specifici.

2.2.5.1 Modelli di Erosione Eolica

Il meccanismo di sollevamento di una particella solida da una superficie emittente è governato dalla dimensione e dal peso specifico della particella e dalla velocità del vento.

Lo sforzo tangenziale del vento sulla superficie è espresso dalla velocità d'attrito u_* , determinata dall'inclinazione del profilo logaritmico della velocità (Von Karman, 1931), descritto dall'equazione (2):

$$u(z) = \left(\frac{u_*}{k}\right) \cdot \ln\left(\frac{z}{z_0}\right), \quad (2)$$

in cui u è la velocità del vento, z l'altezza dal suolo, z_0 la rugosità superficiale (definita dall'intersezione del profilo logaritmico con l'asse y) e $k=0.4$ è la costante di Von Karman.

La velocità d'attrito u_* può essere definita in funzione dello sforzo di taglio del vento sulla parete τ e della massa volumica dell'aria in corrispondenza della parete ρ_a (Stull, 1988):

$$u_* = \sqrt{\frac{\rho_a}{\tau}}, \quad (3)$$

Si definisce velocità d'attrito limite u_{*t} la velocità che il vento deve raggiungere affinché si inneschi il fenomeno erosivo; questo parametro rappresenta la capacità di una superficie di opporsi all'erosione eolica (Shao e Lu, 2000). Facendo riferimento allo schema di Figura 2.7, l'espressione di u_{*t} può essere ricavata dall'equilibrio dei momenti delle forze agenti su una particella rispetto al punto di appoggio P. Le forze agenti sulla particella sono le forze di trascinamento F_d e di sollevamento F_L esercitate dal vento, alle quali si oppongono la forza gravitazionale F_g e le forze interparticellari F_{ip} (forze di adesione superficiale, forze di Van der Waals e forze elettrostatiche). Il moto della particella viene innescato quando il momento delle forze esercitate dal vento su di essa eguaglia il momento delle forze resistenti; tale condizione è espressa dall'equazione (4):

$$r_d F_d = r_g (F_g - F_L) + r_{ip} F_{ip}, \quad (4)$$

in cui r_d , r_g , e r_{ip} sono i bracci dei momenti in Figura 2.7, proporzionali al diametro della particella D_p .

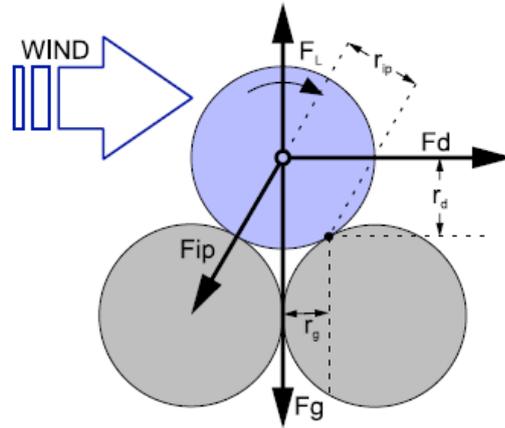


Figura 2.7. Schematizzazione delle forze agenti su una particella di sabbia al momento del sollevamento (Shao e Lu, 2000)

Bagnold (1941) ha ricavato una espressione di u_{*t} semplificando il bilancio dei momenti, considerando le sole forze F_d e F_g :

$$u_{*t} = A_{ft} \sqrt{\frac{\rho_p - \rho_a}{\rho_a} g D_p}. \quad (5)$$

Nell'equazione (5) ρ_p e ρ_a sono rispettivamente il peso specifico della particella e dell'aria, D_p è il diametro della particella, g è l'accelerazione di gravità e A_{ft} è funzione delle forze interparticellari, delle forze di sospensione e del numero di Reynolds. Effettuando il fitting dell'equazione (5) sui dati ottenuti da una serie di prove sperimentali su campioni di sabbia sciolta, Bagnold ha ottenuto $A_{ft} = 0.10$.

Iversen e White (1982) hanno ottenuto un'espressione di u_{*t} più completa, valida per intervalli più ampi del numero di Reynolds e del diametro delle particelle, includendo nel bilancio delle forze in gioco anche le forze partcellari F_{ip} e di sollevamento F_L . Iversen e White (1982) hanno espresso il parametro A_{ft} mediante una serie di espressioni semi-empiriche valide per diversi intervalli del numero di Reynolds. Semplificando tali espressioni, Shao e Lu (2000) hanno proposto l'utilizzo dell'equazione (6):

$$u_{*t} = A_N \sqrt{\frac{\rho_p - \rho_a}{\rho_a} g D_p + \frac{\gamma}{\rho_a D_p}}, \quad (6)$$

in cui γ è un parametro funzione delle forze interparticellari che per particelle di sabbia o polvere asciutta è compreso nell'intervallo $1.65 \times 10^{-4} \div 5 \times 10^{-4} \text{ N m}^{-1}$ (Shao e Lu, 2000); $A_N \approx 0.11$ è funzione delle forze di sospensione e del numero di Reynolds.

La velocità di attrito limite varia in funzione del diametro equivalente delle particelle (Kok et al., 2012). La relazione fra il diametro equivalente e la velocità d'attrito limite è rappresentata nel diagramma di Figura 2.8, che integra i risultati delle ricerche di vari autori: Bagnold (1937), Chepil (1945), Zingg (1953) e Iversen et al. (1976) per particelle di sabbia e polvere; Fletcher (1976) e Iversen et al. (1976) per altri materiali. Nel diagramma sono inclusi anche i modelli proposti da Iversen e White (1982), Shao e Lu (2000) e Bagnold (1941).

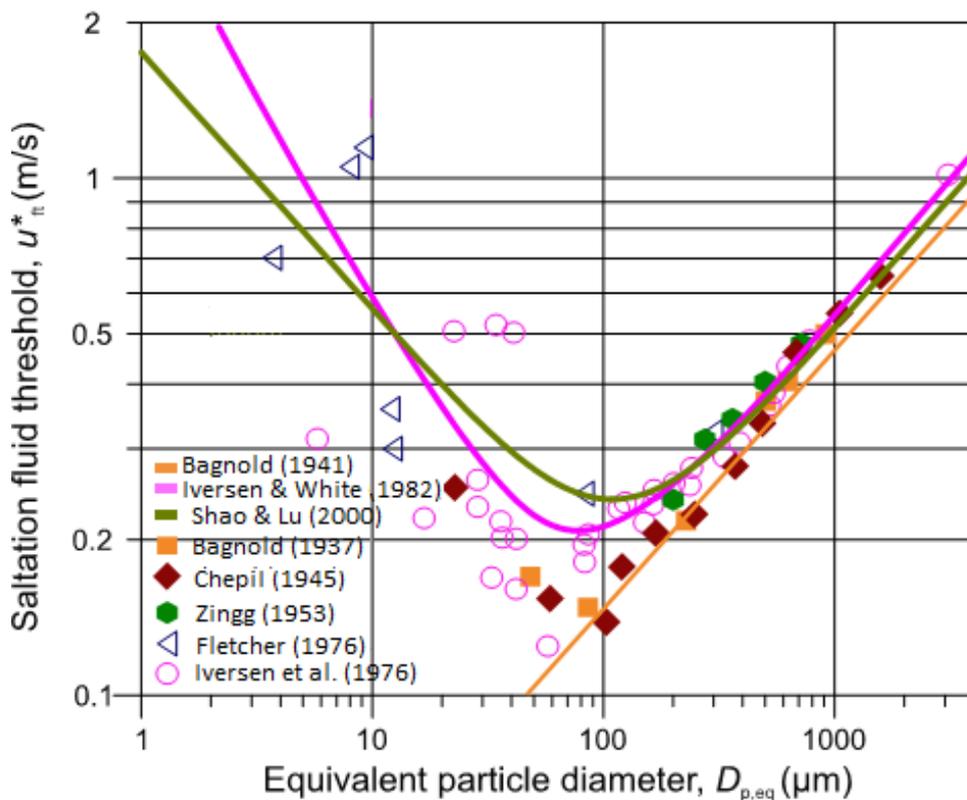


Figura 2.8. Dipendenza della velocità di attrito limite dal diametro equivalente delle particelle (Kok et al., 2012)

La definizione di diametro equivalente $D_{p,eq}$ consente di includere nei modelli l'effetto del peso specifico delle particelle ρ_p . Tale dipendenza è espressa in equazione (7):

$$D_{p,eq} = \frac{\rho_p D_p}{\rho_{p,sand}}, \quad (7)$$

in cui $\rho_{p,sand}$ è uguale a 2650 kg m^{-3} .

I valori più bassi di u_{*t} sono associati a particelle aventi diametro equivalente dell'ordine dei $100 \mu\text{m}$, le prime a muoversi per effetto delle forze esercitate dal vento. Le particelle più grandi ($D_{p,eq} > 500 \mu\text{m}$) e quelle più piccole ($D_{p,eq} < 10 \mu\text{m}$) offrono una maggiore resistenza al vento a causa, rispettivamente, del peso e delle forze di adesione, vengono quindi messe in moto dal vento solo per velocità molto elevate (Kok et al., 2012). Secondo i modelli di erosione di Bagnold (1941) e Shao (2008), all'aumentare della velocità del vento, le particelle con diametro equivalente dell'ordine dei $100 \mu\text{m}$ vengono sollevate dal vento. Tali particelle, dopo brevi traiettorie aeree ricadono sulla superficie dove, rimbalzando, dando luogo a un moto di saltazione; l'impatto delle particelle saltatrici con la superficie rompe i legami interparticellari mobilizzando le particelle più piccole che rimangono sospese in aria a causa della loro leggerezza e vengono trasportate dal vento in moti di sospensione a breve termine (particelle con diametri compresi fra i 20 e i $70 \mu\text{m}$) o a lungo termine ($D_{p,eq} < 20 \mu\text{m}$). L'impatto delle particelle saltatrici può mobilizzare anche le particelle più grandi ($D_{p,eq} > 500 \mu\text{m}$) che sono trasportate a contatto con la superficie a causa della loro inerzia (strisciamento o rotolamento).

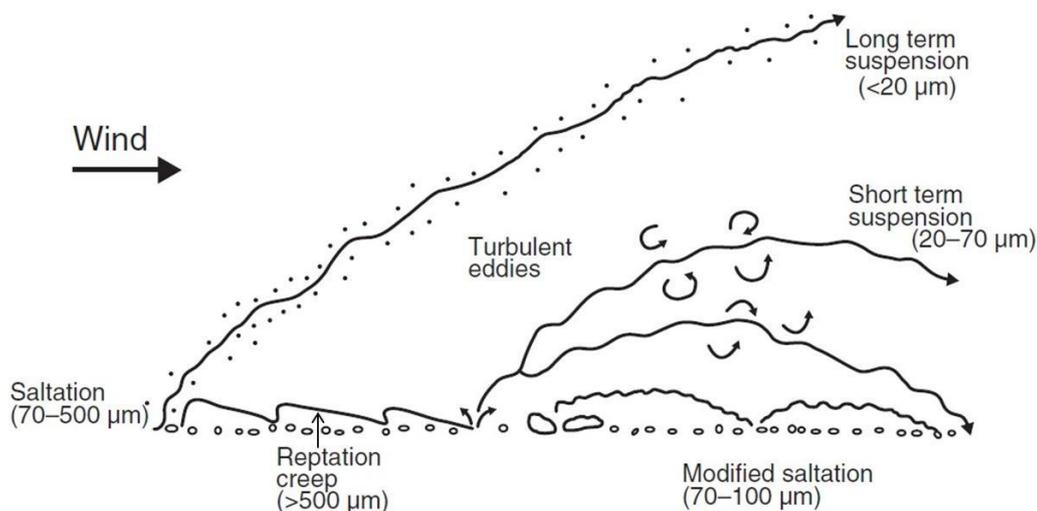


Figura 2.9. Meccanismi di erosione eolica caratteristici per particelle di diverse dimensioni

Sulla base del modello concettuale sopra enunciato (rappresentato in Figura 2.9), l'erosione eolica si sviluppa mediante i seguenti meccanismi: trasporto in sospensione per lunghe distanze ($D_{p,eq} < 20 \mu\text{m}$), trasporto in sospensione per distanze brevi ($20 \mu\text{m} < D_{p,eq} < 70 \mu\text{m}$), saltazione ($70 \mu\text{m} < D_{p,eq} < 500 \mu\text{m}$), scivolamento e rotolamento ($D_{p,eq} > 500 \mu\text{m}$). L'attribuzione del tipo di moto alle classi granulometriche è dipendente dalla velocità del vento e dalla distribuzione granulometrica delle particelle nel suolo esposto al vento, è dunque puramente indicativa.

Le espressioni della u_{*t} riportate in questo capitolo sono state ricavate per condizioni ideali: particelle sferiche in superfici asciutte e spoglie. Queste espressioni sono strumenti fondamentali negli studi riguardanti l'erosione eolica, in quanto definiscono il valore minimo di u_{*t} per un dato tipo di suolo (Shao et al., 2000). In condizioni reali, però, esistono diversi fattori che inibiscono l'erosione eolica, come l'umidità del suolo, il contenuto di sale, le croste superficiali, la vegetazione e altri materiali non erodibili. Questi fattori inibenti sono presi in considerazione applicando delle correzioni ai valori di u_{*t} ricavati per condizioni ideali, come quelle proposte da Fécan et al. (1998) per tenere conto dell'umidità dei suoli e da Raupach et al. (1993) per tenere conto della presenza di materiali non erodibili (Kok et al., 2012).

2.2.5.2 Fattore di Emissione U.S.EPA

Nel capitolo 13 del documento AP42 (U.S.EPA, 2006), viene proposto un fattore di emissione per il calcolo del particolato emesso da superfici erodibili esposte al vento in aree industriali. Il fattore di emissione è stato calibrato su sorgenti caratterizzate da superfici non omogenee impregnate con elementi non erodibili (diametro maggiore di 1 centimetro). Le sorgenti di emissione studiate (cumuli di carbone e altri materiali industriali) erano caratterizzate da potenziale erodibile limitato, come evidenziato dalle prove di emissione condotte in sito, che hanno mostrato la tendenza dei tassi di emissione di PM a decadere rapidamente nel corso di un evento erosivo. Nel corso delle prove, inoltre, le velocità di soglia del vento hanno superato i 5 m s^{-1} a 15 cm dal suolo. Riportando questi valori alle altezze delle stazioni di monitoraggio del vento utilizzate negli Stati Uniti (7 m), è stato ottenuto un valore di 10 m s^{-1} , superiore alle medie orarie di velocità registrate in buona parte della Nazione.

Le velocità medie del vento non risultano sufficienti per sostenere l'erosione eolica delle superfici studiate; le raffiche di vento, però, possono rimuovere velocemente buona parte del materiale erodibile. Essendo il potenziale erodibile fortemente influenzato dalla velocità del vento, la stima delle emissioni è condotta in riferimento alle raffiche di maggiore intensità. Fra i parametri che descrivono le caratteristiche del vento, quello che meglio rappresenta l'intensità delle raffiche è la *fastest mile*, corrispondente con la velocità massima raggiunta dal vento nel percorrere un miglio. La durata della *fastest mile* è pari a circa 2 minuti, si sposa quindi perfettamente con la durata dei processi erosivi, aventi emivita compresa fra 1 e 4 minuti. La velocità d'attrito u_* , corrispondente con la velocità *fastest mile* u^+ misurata ad una altezza di riferimento, si ottiene applicando la legge logaritmica del profilo di velocità del vento descritta in equazione (2):

$$u_* = \frac{k u_{10}^+}{\ln\left(\frac{10}{0,005}\right)} = 0.053 u_{10}^+ . \quad (8)$$

L'equazione (8) considera una rugosità superficiale pari a 0.5 cm per aree aperte.

Secondo il modello definito dall'U.S.EPA, le emissioni generate dall'erosione eolica dipendono dalla frequenza dei disturbi della superficie erodibile (azioni che determinino l'esposizione di materiale fresco sulla superficie). Ogni volta che una superficie viene disturbata, il suo potenziale erodibile viene ripristinato. In un accumulo di materiali granulari, ciò si verifica ogni qualvolta si aggiungano o si rimuovano materiali sulla superficie preesistente. Il disturbo di un'area esposta può anche derivare dal rimescolamento del materiale superficiale sino a una profondità superiore alla dimensione degli elementi più grandi presenti sulla superficie. Le emissioni generate dall'azione del vento su superfici costituite da miscele di materiali erodibili e non erodibili soggetti a disturbo, vengono calcolate applicando il seguente fattore di emissione:

$$EF = k \sum_{i=1}^N P_i , \quad (9)$$

in cui EF è la massa di particolato emessa in un anno per unità di superficie esposta, k è un fattore adimensionale moltiplicativo che tiene conto del diametro aerodinamico medio delle particelle emesse, N è il numero di disturbi in un anno e P_i il potenziale erodibile

corrispondente alla *fastest mile* rilevata o probabile nel periodo i-esimo fra due disturbi successivi.

Tabella 2.5. Fattore moltiplicativo k funzione del diametro aerodinamico delle particelle (U.S.EPA, 2006)

d_a [μm]	< 30	< 15	< 10	< 2.5
k	1.0	0.6	0.5	0.075

Nel calcolo del fattore di emissione, ogni area della superficie soggetta a diverse frequenze di disturbo deve essere trattata separatamente. Il potenziale erodibile per una superficie esposta asciutta si calcola mediante:

$$P = 58 (u_* - u_{*t})^2 + 25 (u_* - u_{*t}) \quad (10)$$

$$P = 0 \quad \text{per } u_* \leq u_{*t}$$

in cui u^* è la velocità d'attrito e u_{*t} la velocità d'attrito limite. A causa della forma non lineare della formula del potenziale erodibile, ogni evento erosivo deve essere trattato separatamente. Il calcolo risultante è valido solo per un periodo di tempo uguale o superiore al tempo che intercorre tra due disturbi successivi.

Tabella 2.6. Procedura sperimentale per la determinazione della u_{*t} (U.S.EPA, 2006).

Opening size (mm)	Midpoint (mm)	u_{*t} (m/s)
4		
2	3	1.00
1	1.5	0.76
0.5	0.75	0.58
0.25	0.375	0.43

La velocità d'attrito limite di una superficie senza croste può essere determinata dall'analisi granulometrica del materiale esposto, condotta mediante vagliatura a secco. Nel corso della procedura sperimentale viene determinata la moda della distribuzione granulometrica, pesando il materiale trattenuto ai diversi vagli utilizzati. I risultati dell'analisi possono essere interpretati utilizzando la Tabella 2.6. Se la superficie comprende elementi troppo grandi per essere inclusi nella vagliatura (diametro superiore a 1 cm), l'effetto di questi elementi deve essere tenuto in considerazione aumentando la velocità d'attrito limite per il materiale in studio (Cowherd et al., 1988).

2.2.5.3 Modelli di Emissione di PM

L'emissione di particolato da superfici esposte all'erosione eolica è dovuta al sollevamento diretto di particelle fini, all'espulsione di particelle fini dalla superficie a seguito dell'impatto delle particelle saltatrici e alla disintegrazione delle particelle saltatrici al momento dell'impatto sul terreno (Kok et al., 2012; Shao, 2008; Wang et al., 2019). Gli ultimi due processi concorrono nel generare il fenomeno di *sandblasting*, l'emissione di polvere dovuta alla rottura degli aggregati (Alfaro et al., 1997; Shao, 2008). Il sollevamento diretto di particelle fini richiede velocità del vento superiori rispetto alle velocità di soglia per la saltazione; di conseguenza la saltazione è il fenomeno che assume maggiore importanza nella generazione di polveri da superfici erodibili esposte al vento (Gillette et al., 1974; Loosmore e Hunt, 2000; Shao et al., 1993).

Diversi autori hanno ipotizzato la sussistenza di una relazione di proporzionalità fra il flusso verticale di polvere emesso da una superficie esposta al vento e il flusso di saltazione Q_s (Gillette, 1977; Kok et al., 2012; Shao et al., 1993; Wang et al., 2019), secondo l'equazione (11):

$$F_d = \alpha Q_s, \quad (11)$$

in cui α (m^{-1}) rappresenta l'efficienza del fenomeno di *sandblasting* (Gillette, 1977). Entrambi i flussi aumentano in funzione della velocità d'attrito del vento u_* , è importante però sottolineare che la dipendenza del parametro α dalla velocità d'attrito non è definita in maniera univoca. Nel corso di diversi studi, i flussi di PM e di saltazione sono stati influenzati dalla velocità del vento in maniera sovrapponibile (Houser e Nickling, 2001;

Marticorena e Bergametti, 1995; Shao et al., 1993), in altri studi la crescita delle emissioni di PM in funzione della velocità è risultata più rapida della crescita del flusso di saltazione (Gillette e Walker, 1977; Nickling et al., 1999). Questa divergenza di risultati è dovuta, probabilmente, all'aumento di α in funzione di u_* per alcuni tipi di suoli (Kok et al., 2012).

Shao et al. (1993), considerando il parametro α indipendente dalla velocità del vento, hanno ipotizzato che il flusso di polvere emesso da una superficie erodibile fosse funzione del cubo della velocità d'attrito e hanno analizzato in maniera teorica questo legame. L'ipotesi è stata elaborata sulla base della proporzionalità fra F_d e Q_s espressa dall'equazione (11) e dell'equazione di Owen (1964) per il flusso di saltazione:

$$Q_s = \frac{c_s \rho u_*^3}{g} \left(1 - \frac{u_{*t}^2}{u_*^2} \right), \quad (12)$$

in cui c_s è una costante adimensionale e ρ è la densità dell'aria.

Considerando che il fenomeno emissivo fosse innescato dall'impatto delle particelle sulla superficie, Shao et al. (1993) hanno assunto che il flusso verticale di polvere fosse proporzionale all'energia cinetica totale trasferita dalle particelle saltatrici sulla superficie d'impatto. Nello specifico, il numero di particelle fini espulse dalla superficie a causa dell'impatto di una particella saltatrice (N) è stato assunto proporzionale al rapporto fra la perdita di energia cinetica a seguito dell'impatto ($E_1 - E_2$) e l'energia di legame fra la particella e la superficie (ψ), moltiplicato per una costante di proporzionalità c_N :

$$N = \frac{c_N(E_1 - E_2)}{\psi}. \quad (13)$$

Il flusso di polvere F_d è stato ottenuto moltiplicando il numero di particelle di polvere espulse dalla superficie N , per la massa di una particella di polvere m_d , per il numero di impatti delle particelle saltatrici n ($s^{-1} m^{-2}$):

$$F_d = m_d N n. \quad (14)$$

Il numero di impatti è stato ricavato dalle equazioni di Raupach (1991) mentre la perdita di energia cinetica ($E_1 - E_2$) è stata espressa in funzione della velocità di espulsione e di impatto di una particella saltatrice, rispettivamente U_0 e U_1 . Segue che:

$$F_d = m_d \left(\frac{c_N m_s (U_1^2 - U_0^2)}{2 \psi} \right) \left(\frac{\rho u_*^2 \left(1 - \frac{u_{*t}^2}{u_*^2} \right)}{m_s (U_1 - U_0)} \right), \quad (15)$$

Semplificando l'equazione (15) con l'equazione (12), l'espressione del flusso di polvere ottenuta da Shao et al. (1993) diventa:

$$F_d = \frac{m_d g}{\psi} \left(\frac{c_N}{2} \right) \frac{(U_1 + U_0)}{u_*} Q_s = \alpha_1 u_*^3 \left[1 - \left(\frac{u_{*t}(d_s)}{u_*} \right)^2 \right], \quad (16)$$

Sulla base dell'equazione (16), Shao et al. (1996) hanno sviluppato il *Wind Erosion Assessment Model (WEAM)*, secondo cui il flusso monodimensionale di particelle fini di diametro d_d determinato dalla saltazione di particelle di diametro d_s , viene calcolato mediante l'equazione (17):

$$\hat{F}(d_d, d_s) = \frac{\gamma c_b \rho m_d}{\psi} u_*^3 \left[1 - \left\{ \frac{u_{*t}(d_s)}{u_*} \right\}^2 \right], \quad (17)$$

dove γ il rapporto adimensionale $(U_0+U_1) / 2u_*$, c_b esprime l'efficienza del bombardamento, ovvero l'efficienza con la quale l'energia cinetica viene convertita in emissione di polvere, ρ è la densità dell'aria, m_d è la massa delle particelle emesse, ψ è l'energia di legame fra le particelle e la superficie, u_* è la velocità d'attrito e u_{*t} è la velocità d'attrito limite.

Le relazioni che esprimono la dipendenza del flusso verticale di polvere dalle dimensioni delle singole particelle, le forze interparticellari, la presenza di croste e il contenuto di umidità della superficie emittente non sono note in termini espliciti e generali. L'influenza di questi parametri è introdotta nelle formule sotto forma di valori costanti sito-specifici, determinati sperimentalmente per il caso di studio sotto esame. Questa strategia è stata adottata dagli autori di un report riguardante la dispersione in atmosfera di polveri diffuse emesse da un bacino fanghi rossi gestito da Alcoa in Australia

(Assesments, 2005). Gli autori del report hanno elaborato la formula di Shao et al. (1996), sostituendo la velocità d'attrito u_* e la velocità d'attrito limite u_{*t} rispettivamente con la velocità media del vento u e la velocità di soglia u_t a 10 metri; i parametri che descrivono il ruolo delle forze agenti sulla particella (gravità, forze interparticellari), l'energia cinetica dei saltatori e l'efficienza di trasferimento energetico del processo di saltazione (γ, c_b, m_b, Ψ) sono stati incorporati in un unico fattore k sito-specifico. L'equazione che ne risulta è la seguente:

$$PM_{10} = k \left[u^3 \left(1 - \frac{u_t^2}{u^2} \right) \right], \text{ per } u > u_t \quad (18)$$

$$PM_{10} = 0, \quad \text{per } u \leq u_t$$

2.3 Gallerie del Vento Ambientali

Le gallerie del vento ambientali a strato limite sviluppato sono gallerie capaci di generare lo Strato Limite Atmosferico (SLA). Le gallerie a strato limite sviluppato possono essere aspiranti o prementi, a seconda che l'aria, al loro interno, venga aspirata o spinta in pressione. Diversi studi sull'erosione eolica sono stati condotti utilizzando gallerie del vento a funzionamento aspirante, con ventilatore montato a valle della sezione di prova. Nelle gallerie aspiranti, l'aria in ingresso non risente del disturbo creato dalla rotazione del ventilatore e la pressione negativa all'interno della galleria mantiene tutte le porte e i coperchi rimovibili pressati contro le loro posizioni (Bagnold, 1941).

Le gallerie possono essere a circuito aperto o chiuso, in funzione delle caratteristiche di circolazione dell'aria. Le gallerie a circuito aperto comportano minori costi di costruzione, hanno schemi progettuali più semplici e occupano spazi minori. Di contro, le gallerie a circuito aperto richiedono minori costi di gestione in quanto non tutta l'energia cinetica viene persa all'uscita del tunnel (Van Dommelen, 2013). Non essendo necessario il raggiungimento di velocità elevate, nelle gallerie utilizzate per gli studi di erosione ed emissione, i consumi energetici non sono mai così elevati da giustificare la differenza di costo di investimento e di dimensioni che si presenterebbe nel caso di utilizzo di una galleria a circuito chiuso (Snyder, 1979).

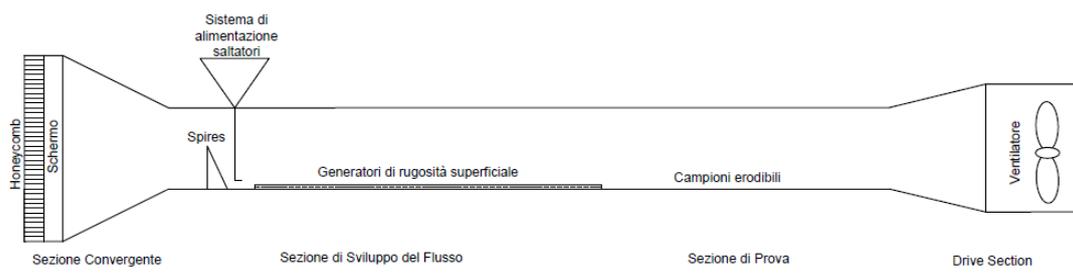


Figura 2.10. Rappresentazione schematica di una galleria del vento a strato limite sviluppato

In Figura 2.10 è illustrato lo schema tipico delle gallerie del vento ambientali aspiranti a circuito aperto, la tipologia utilizzata nel corso dello studio sperimentale oggetto della Tesi. Lo schema tipico è costituito da quattro sezioni principali:

- sezione convergente, che favorisce l’accelerazione e l’allineamento del flusso d’aria alle pareti della galleria e riduce i livelli di turbolenza sulle pareti. Al suo ingresso possono trovarsi griglie di raddrizzamento del flusso (*honeycomb*) e schermi, aventi lo scopo di eliminare i disturbi generati dall’ambiente esterno.
- sezione di sviluppo del flusso, che favorisce il completo sviluppo dello Strato Limite Atmosferico (SLA) a monte della sezione di prova. A tale scopo sono spesso utilizzati generatori di rugosità superficiale e generatori passivi di turbolenza (es: *spires*), installati sul pavimento della sezione. Sul tetto della sezione possono essere presenti sistemi di alimentazione di particelle saltatrici.
- sezione di prova, adibita all’alloggiamento dei campioni erodibili e dei tubi di campionamento dell’aria, collegati con gli strumenti di misura della velocità del vento e delle concentrazioni di PM.
- *drive section*, che ospita il ventilatore aspirante che simula l’effetto erosivo del vento sulla superficie dei campioni inseriti in galleria.

3 Materiali e Metodi

Il presente capitolo descrive i materiali e i metodi utili allo svolgimento del Progetto di Dottorato.

Il paragrafo 3.1 descrive il modello concettuale definito al fine di descrivere le caratteristiche di emissione delle superfici dei bacini di smaltimento fanghi rossi esposte all'azione erosiva del vento.

Il paragrafo 3.2 descrive l'apparecchiatura di laboratorio utilizzata per lo svolgimento del lavoro sperimentale: la galleria del vento ambientale DICAAR e gli strumenti di misura della velocità del vento e della concentrazione di PM.

I paragrafi 3.3, 3.4 e 3.5 riguardano i campi/profili di velocità del vento generati in galleria. Il paragrafo 3.3 illustra le procedure di misura della velocità del vento in galleria e le procedure di analisi dei campi di velocità del vento e di intensità di turbolenza. Il paragrafo 3.4 descrive la procedura di validazione del profilo dello SLA simulato in galleria a seguito della messa a punto. Infine, il paragrafo 3.5 illustra le procedure attraverso cui sono state determinate le velocità d'attrito del vento corrispondenti ai diversi profili di velocità misurati.

Il paragrafo 3.6 descrive le procedure di caratterizzazione del fango rosso *tal quale*, prelevato da un bacino di smaltimento ubicato in Sardegna (Italia). Tale materiale è stato trattato in laboratorio al fine di ottenere campioni rappresentativi delle sorgenti di emissione individuate dal modello attraverso le procedure descritte nel paragrafo 3.7

Il paragrafo 3.8 descrive le procedure di misura dei profili della concentrazione di PM in galleria del vento. Infine, il paragrafo 3.9 illustra le procedure adottate al fine di determinare le emissioni di PM e le procedure di analisi mediante cui è stata analizzata la variabilità delle emissioni in funzione dell'umidità del fango e della velocità del vento incidente.

3.1 Modello di Emissione da Bacini Fanghi Rossi

Le superfici dei bacini di deposito dei residui di produzione del processo Bayer (BRDAs) esposte all'azione del sole e del vento possono generare l'emissione di particolato solido

(PM). Nell'ambito del progetto di Dottorato è stato predisposto un modello concettuale di emissione di PM per le superfici dei BRDAs, sulla base delle indagini di caratterizzazione eseguite in sito, in un bacino di smaltimento ubicato nella Sardegna sud-occidentale (Italia) (Dentoni et al., 2019).

Il modello si basa su una condizione di innesco dell'emissione (condizione ON/OFF), secondo cui il fango inizia a emettere al di sotto di un determinato livello di umidità superficiale: la superficie non è erodibile al momento dello smaltimento (a causa delle forze di legame interparticellari e delle caratteristiche di elasticità della superficie) e nel corso delle stagioni umide, ma, in seguito a periodi di prolungata esposizione al sole e al vento, subisce processi di essiccazione che la rendono erodibile e quindi soggetta all'emissione di PM (Condizione ON del modello).

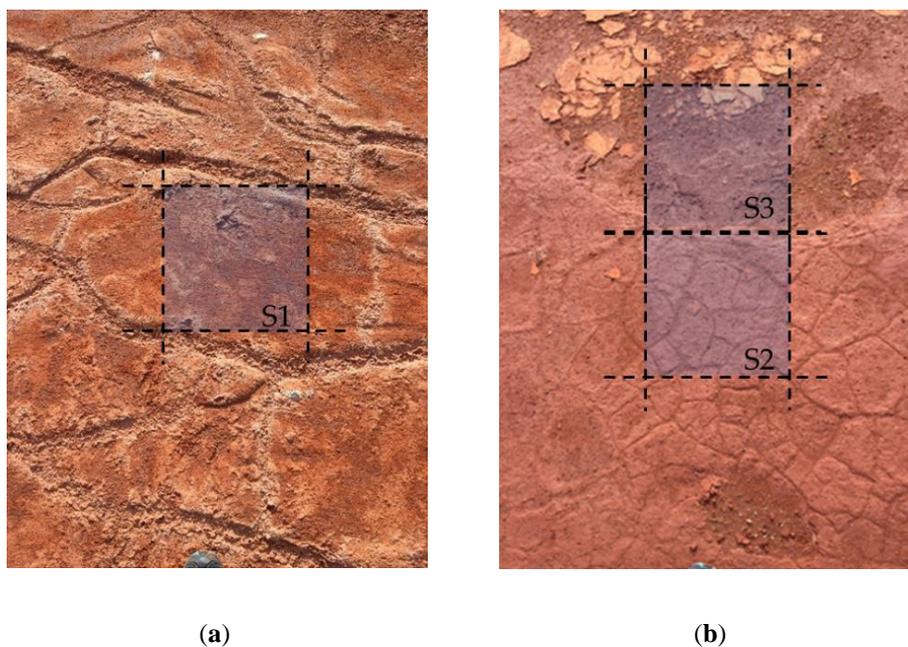


Figura 3.1. Individuazione delle diverse sorgenti emittenti sulle superfici del bacino fanghi rossi: a sinistra la maglia quadrata individua un'area di crosta integra (a), a destra, si individua una superficie di crosta con crack e una superficie di materiale particellare (b)

Nella condizione ON, la superficie è composta da tre diverse sorgenti di emissione, rappresentate in Figura 3.1: croste integre (S1), croste con *cracks* (S2) e accumuli di materiale particellare (S3). Le superfici S1 e S2 si formano a seguito dei processi di essiccazione. Le superfici S3 si costituiscono di aggregati di particelle elementari,

prodotti dall'azione di persone, mezzi o agenti atmosferici (pioggia, grandine) sulle croste e dall'azione di *chipping* del vento (l'asportazione di particelle dagli spigoli delle *cracks*).

L'emissione di PM dalle superfici del bacino è innescata dal moto di saltazione degli aggregati di particelle (diametro equivalente compreso fra i 70 e i 500 μm) depositati all'interno delle *mud cracks* e nelle zone riparate dal vento (solchi creati dalle ruote dei mezzi e dalle tubazioni, variazioni di pendenza, argini, ecc.). L'impatto delle particelle saltatrici genera l'emissione di PM a causa dell'espulsione di particelle fini dalla superficie di impatto e della disgregazione delle stesse particelle saltatrici.

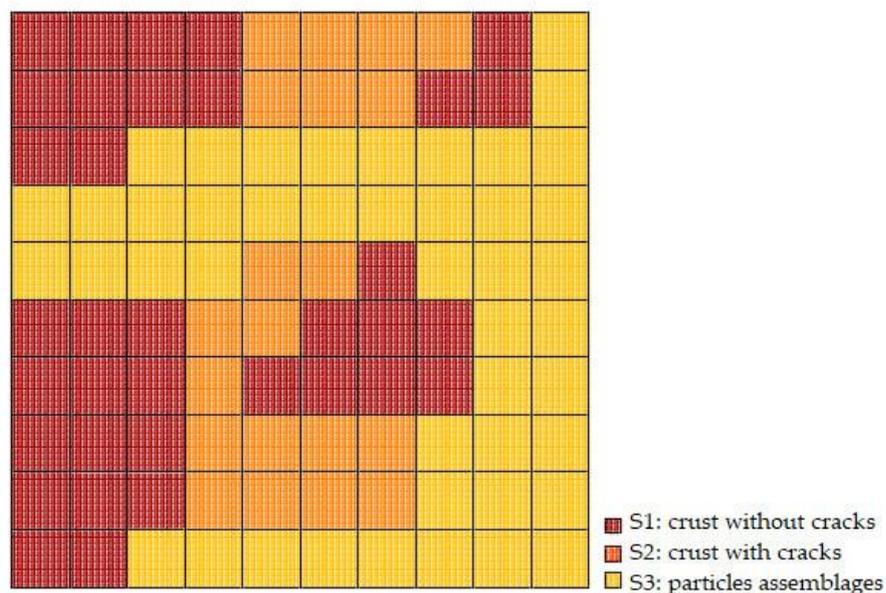


Figura 3.2. Scomposizione della superficie dei BRDAs in sub-aree emittenti

Le diverse sorgenti identificate dal modello concettuale sono caratterizzate da una determinata distribuzione areale lungo la superficie del bacino e da un determinato valore di potenziale emissivo. L'applicazione del modello presuppone la preliminare discretizzazione della superficie del bacino per mezzo di un reticolo a maglia quadrata di dimensione arbitraria e l'analisi della superficie del fango all'interno delle celle del reticolo (Figura 3.2). In seguito, il modello determina l'emissione complessiva come somma dei contributi EF_i dell'emissione delle singole sorgenti S_i :

$$EF = \sum_{i=1}^3 EF_i \cdot A_i \quad (19)$$

dove A_i [m²] rappresenta la somma delle aree delle i -esime superfici e EF_i [g m⁻² s⁻¹] il corrispondente fattore di emissione.

3.2 Galleria del Vento DICAAR

La galleria del vento DICAAR è una galleria a circuito aperto, funzionante in aspirazione, progettata sulla base di una accurata *review* dei casi di studio correlabili trattati nella letteratura scientifica. In particolare, sono state studiate le caratteristiche delle gallerie utilizzate in alcuni casi selezionati, analizzati più a fondo: Amante-Orozco (2000); Massey (2013); Parajuli et al. (2016); White e Roney (2000); Roney e White (2006); McKenna Neuman et al. (2009), Sanderson et al. (2014).

Sulla base dei risultati dell'analisi bibliografica, la struttura della galleria del vento è stata progettata secondo lo schema indicato in Figura 3.3. La galleria è composta da quattro sezioni principali: una sezione di ingresso convergente, una sezione di sviluppo del flusso, una sezione di prova e una *drive section*.

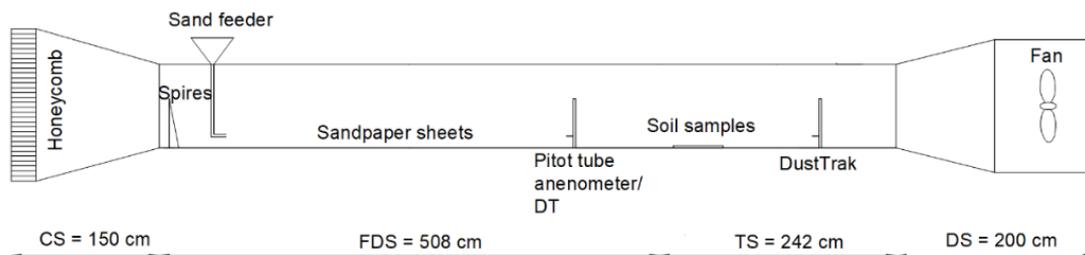


Figura 3.3. Rappresentazione schematica della galleria del vento DICAAR

Il flusso d'aria entra nella galleria attraverso la sezione di ingresso convergente, la cui contrazione iniziale favorisce l'accelerazione e l'allineamento del flusso in ingresso e, simultaneamente, riduce l'intensità della turbolenza sulle pareti della galleria. All'ingresso della sezione è installata una griglia a nido d'ape (*honeycomb*), alta 1.50 m e larga 0.80 m, avente lo scopo di rimuovere i disturbi causati dall'ambiente esterno e

generare un profilo di velocità uniforme. L'*honeycomb* è una griglia composta da piccoli tubi di raddrizzamento del flusso aventi sezione esagonale, con rapporto lunghezza/diametro pari a 8. Il dimensionamento dei tubi è stato condotto al fine di indirizzare il flusso parallelamente all'asse longitudinale della galleria e ridurre le fluttuazioni dello stesso nelle direzioni perpendicolari, secondo le indicazioni fornite da Metha e Bradshaw (1979) e Mathew et al. (2006).

La sezione di lavoro della galleria, costituita dalla sezione di sviluppo e dalla sezione di prova, è lunga 7 m, alta 0.85 m e larga 0.50 m. La sezione di sviluppo è stata progettata allo scopo di generare, a monte della sezione di prova, un profilo di velocità del vento rappresentativo del profilo dello strato limite atmosferico (SLA) in corrispondenza delle superfici erodibili studiate. La lunghezza della sezione, pari a 5 m, è stata dimensionata in riferimento alle indicazioni di White e Mounla (1991), al fine di promuovere lo sviluppo completo dello SLA a monte della sezione di prova. All'ingresso della sezione sono presenti due generatori di turbolenza triangolari (*spires*), che hanno la funzione di accelerare il tasso di crescita dello SLA in galleria (Irwin, 1981). Il pavimento della sezione è rivestito con carta abrasiva grana 80, avente rugosità superficiale (determinata in funzione della dimensione dei granuli abrasivi) paragonabile a quella delle superfici in studio. La procedura di simulazione dello SLA è descritta con maggiore dettaglio nel paragrafo successivo. Sul tetto della sezione di sviluppo è montato un sistema di alimentazione delle particelle saltatrici, composto da due imbuto e tre tubi di alimentazione. Il primo imbuto, che può contenere fino a 1 kg di sabbia, è collegato ad un vaglio vibrante tramite il quale il flusso di rilascio delle particelle viene mantenuto costante. In uscita dal primo imbuto, i saltatori vengono convogliati verso il secondo attraverso uno scivolo in plexiglass; il secondo imbuto si compone di tre camere, dalle quali le particelle saltatrici sono rilasciate in prossimità del pavimento della galleria attraverso i tre tubi di alimentazione.

La sezione di prova ospita i campioni erodibili, inseriti all'interno di un apposito alloggiamento, predisposto nel pavimento della galleria per far sì che la superficie dei campioni si trovi alla quota del pavimento stesso, all'interno di una teglia in alluminio lunga 0.50 m, larga 0.20 m e profonda 0.02 m. La sezione di prova, inoltre, ospita gli strumenti di misura della velocità e della concentrazione di particolato e il campionatore delle particelle saltatrici. La velocità viene misurata, a monte della postazione adibita

all'inserimento dei campioni, mediante un anemometro a tubo di Pitot. Le concentrazioni di particolato vengono misurate, a monte e a valle del campione, mediante due analizzatori di polvere DustTrak DRX 8533. Su una parete laterale della sezione sono predisposti degli appositi sistemi di guida, che consentono lo spostamento, in altezza e in profondità, del tubo di Pitot e dei tubi di campionamento dell'aria connessi ai due DustTrak.

La *drive section* è costituita da un raccordo in lamiera zincata, necessario per garantire una transizione dalla sezione rettangolare della sezione di prova alla sezione circolare di un ventilatore assiale da 5.5 kW, funzionante in aspirazione. Il ventilatore è collegato elettricamente ad un inverter, installato in una postazione adiacente alla galleria, che consente di variare i giri del motore e, di conseguenza, la velocità dell'aria in galleria.



Figura 3.4. La galleria del vento DICAAR

3.2.1 Strumenti di Misura

3.2.1.1 Concentrazioni di PM

Gli strumenti di misura delle concentrazioni di PM sono due fotometri laser, modello DustTrak DRX 8533 (Figura 3.5), in grado di aspirare al loro interno un volume di aerosol e restituire valori di concentrazione di PM istantanei, sfruttando il fenomeno del *light-*

scattering. Il DustTrak DRX 8533 è uno strumento multicanale, in grado di misurare simultaneamente le concentrazioni delle diverse frazioni del particolato (PM1, PM2.5, PM 4 o respirabile, PM10 e PM100 o totale) tramite “segregazione dimensionale”. Lo strumento è dotato di una pompa interna, che rende possibile l’aspirazione di un volume di aerosol, che, una volta entrato nello strumento, viene fatto passare in flusso continuo attraverso una camera ottica. Una sezione dell’aerosol aspirato viene illuminata con un piccolo raggio di luce laser, che diffonde la luce in tutte le direzioni. Parte della luce, viene raccolta da una lente, posta a 90 gradi sia rispetto al flusso, sia rispetto al raggio laser, che la convoglia verso un fotorilevatore. Il circuito di rilevamento converte la luce in una tensione proporzionale alla quantità di luce diffusa, a sua volta proporzionale alla concentrazione in massa dell'aerosol.



Figura 3.5. Analizzatore di polvere DustTrak DRX utilizzati nel corso dello studio sperimentale

Entrambi gli strumenti sono stati calibrati in fabbrica dal produttore TSI, utilizzando le polveri Arizona Road Dust di cui alla norma ISO 12103-1, A1. Il campionamento dell’aria all’interno dei due strumenti utilizzati nella galleria DICAAR è avvenuto utilizzando due tubi di campionamento metallici, inseriti all’interno della galleria del vento con apertura perpendicolare al flusso d’aria in entrata e collegati con lo strumento mediante tubi in silicone.

3.2.1.2 Velocità del Vento

Lo strumento di misura della velocità del vento è un anemometro a tubo di Pitot e manometro differenziale, modello HD350, rappresentato in Figura 3.6. L'anemometro, connesso al tubo di Pitot mediante due tubi in silicone, consente di misurare simultaneamente la temperatura, la pressione, la velocità e la portata del flusso dell'aria.



Figura 3.6. Anemometro a tubo di Pitot

Il tubo di Pitot è costituito da due prese di pressione: una presa totale, disposta nell'estremità anteriore del tubo in direzione tangenziale al flusso e una presa statica, disposta sul corpo del tubo, in direzione perpendicolare al flusso.

Le due prese sono connesse a un manometro differenziale, attraverso cui viene determinata la differenza fra le due pressioni misurate (pressione dinamica), proporzionale al quadrato del modulo della velocità macroscopica $\langle v \rangle$ secondo l'equazione (20):

$$p_{tot} = p_{st} + \frac{1}{2} \rho |\langle v \rangle|^2, \quad (20)$$

in cui p_{tot} è la pressione totale, p_{st} la pressione statica e ρ il peso specifico dell'aria. A partire dall'equazione (21) è possibile ricavare il valore della velocità del vento:

$$v = \sqrt{2 \frac{p_{tot} - p_{st}}{\rho}} \quad (21)$$

3.2.1.3 Campionatore di Particelle Saltatrici

Il campionatore delle particelle saltatrici consente di quantificare il flusso delle particelle sul campione erodibile. Il campionatore DICAAR, progettato secondo le indicazioni di Nickling e McKenna Neuman (1997) e Cornelis e Gabriels (2003), è rappresentato schematicamente nella Figura 3.7.

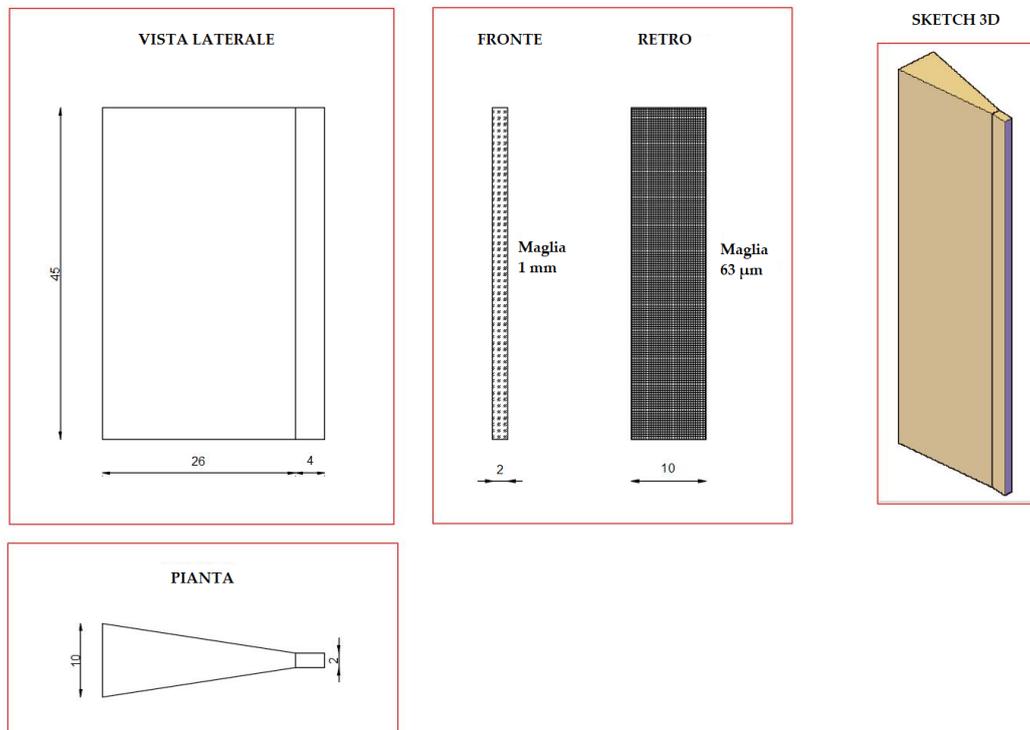


Figura 3.7. Rappresentazione schematica del campionatore di particelle saltatrici DICAAR

L'aria in ingresso all'apparecchio passa attraverso una rete metallica di diametro pari a 1 mm, che riveste l'orifizio di ingresso rettangolare, avente sezione di 20 x 450 mm. Superata la sezione di ingresso rettangolare (avente lunghezza pari a 40 mm), il campionatore presenta una forma a cuneo, allo scopo di creare un effetto Venturi, provocando l'aspirazione di aria e particelle nel campionatore, migliorando così l'efficienza del campionamento. L'uscita del campionatore, avente sezione pari a 100 x 450 mm, è rivestita con una maglia con apertura pari a 63 µm, selezionata al fine di

trattenere le particelle saltatrici e lasciar passare insieme all'aria le particelle fini. Le particelle aventi dimensioni comprese fra 200 e 63 μm vengono dunque intrappolate all'interno del campionatore e successivamente pesate mediante una bilancia elettronica di precisione.

3.2.2 Messa a Punto della Galleria

La messa a punto della galleria si è basata sulla definizione delle caratteristiche dei generatori di rugosità superficiale e dei generatori passivi di turbolenza (*spires*), progettati al fine di riprodurre nella sezione di prova un profilo dello SLA sovrapponibile a quello osservato in sito. In prossimità della superficie del bacino fanghi sono state effettuate misure di velocità del vento a due diverse altezze (2 e 7 metri) al fine di ottenere il valore del coefficiente α della legge di potenza del profilo di velocità del vento (*Power Law*):

$$u = u_{ref} \left(\frac{z}{z_{ref}} \right)^\alpha, \quad (22)$$

in cui u_{ref} è la velocità del vento all'altezza di riferimento z_{ref} e α è il coefficiente di attrito di Helmann, dipendente dalla rugosità delle superfici esposte e da diversi parametri climatici, ottenuto dall'equazione:

$$\alpha = \frac{\ln(u_1) - \ln(u_2)}{\ln(z_1) - \ln(z_2)}, \quad (23)$$

in cui u_1 e u_2 sono rispettivamente le velocità del vento misurate alle quote $z_1=2\text{ m}$ e $z_2=7\text{ m}$.

Le *spires* sono state dimensionate secondo il metodo di Irwin (1981), utilizzando le seguenti equazioni:

$$h_s = \left(\frac{1.39 \delta}{1 + \frac{\alpha}{2}} \right)^\alpha, \quad (24)$$

$$\frac{b_s}{h_s} = 0.5 \left[\frac{\psi \left(\frac{H}{\delta} \right)}{1 + \psi} \right] \left(1 + \frac{\alpha}{2} \right), \quad (25)$$

in cui h_s e b_s sono rispettivamente l'altezza e la base delle spires, δ è il valore di progetto dello spessore dello strato limite (corrispondente a z_{ref} in equazione (22)), α il valore di progetto del coefficiente d'attrito e ψ un parametro dipendente da α e δ .

Il valore di progetto del coefficiente α è stato posto pari a 0.10, la media aritmetica dei valori calcolati mediante l'equazione (23). Il valore di progetto per l'altezza dello strato limite δ è stato posto pari a 40 cm, circa la metà dell'altezza della sezione si sviluppo della galleria, seguendo la procedura utilizzata da Al Nehari et al.(2010).



Figura 3.8. *Spires* e carta abrasiva installati nella sezione di sviluppo della galleria DICAAR

Sulla base dei risultati delle equazioni (24) e (25), sono state costruite due *spires* alte 53 cm e larghe 3.5 cm, installate all'ingresso della sezione di sviluppo del flusso. Il pavimento della sezione di sviluppo è stato rivestito con carta abrasiva grana 80, avente rugosità superficiale paragonabile a quella delle superfici del bacino. La dimensione dei granuli abrasivi (0.2 mm) è stata determinata per via indiretta utilizzando l'equazione (26) (Jaramillo e Borja, 2004) che lega la rugosità superficiale con la dimensione mediana delle particelle presenti sulla superficie:

$$d_{50} = z_0 * 30, \quad (26)$$

in cui il valore del coefficiente di rugosità ($z_0 = 7 \times 10^{-3}$ mm) è stato calcolato in funzione di α , attraverso l'equazione (27) (Greeley e Iversen 1985) :

$$z_0 = \exp \left[\frac{z_2^\alpha \ln(z_1) - z_1^\alpha \ln(z_2)}{z_2^\alpha - z_1^\alpha} \right] \quad (27)$$

3.3 Analisi dei Campi di Velocità del Vento e Intensità di Turbolenza

L'andamento del profilo verticale di velocità generato in galleria è stato studiato misurando la velocità in una sezione trasversale di riferimento, posta 5 cm a valle rispetto alla postazione adibita all'inserimento dei campioni.

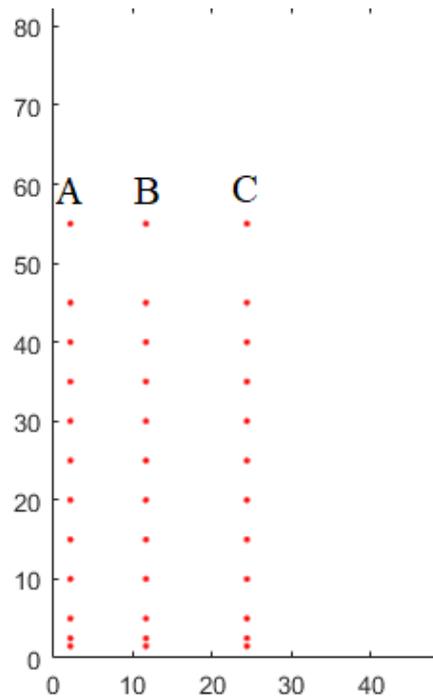


Figura 3.9. Rappresentazione schematica dei punti di misura della velocità nella galleria DICAAR

La velocità è stata misurata in 36 punti distribuiti lungo tre linee di campionamento verticali, assumendo la simmetria del campo di velocità rispetto all'asse trasversale della galleria. In Figura 3.9 sono rappresentate le tre linee di campionamento: la linea A (adiacente alla parete laterale della galleria, a distanza dal confine del volume di controllo), linea B (immediatamente esterna al confine del volume di controllo) e linea C

(linea di mezzeria della galleria e del volume di controllo definito al fine di calcolare le emissioni di PM).

Ogni misura è stata protratta per 120 s, al fine di ottenere un valore costante nel tempo della velocità media del vento. Le misure sono state ripetute per 8 diversi regimi di funzionamento del ventilatore (900 ÷ 3000 RPM, con passo regolare di 300 RPM) e per tre diverse configurazioni del tunnel: la configurazione 1, in assenza di *honeycomb* e di sezione convergente, la configurazione 2, con l'aggiunta della sezione convergente e la configurazione 3, con sezione convergente e *honeycomb*.

Interpolando mediante il software Matlab i profili misurati lungo le tre linee di indagine, sono stati prodotti i campi di velocità del vento e di intensità di turbolenza (IT) generati in galleria. L'intensità di turbolenza è stata calcolata in ogni punto di misura come rapporto fra la deviazione standard e il valore medio della velocità del vento:

$$IT = \frac{\sigma_u}{\overline{U}(z)} \quad (28)$$

3.4 Validazione del Profilo Verticale dello SLA

I profili di velocità generati in galleria sono stati validati eseguendo il fitting della legge di potenza del profilo di velocità del vento sui dati misurati. La legge di potenza è stata elaborata sostituendo i parametri z_{ref} e u_{ref} in equazione (22) con i parametri δ e u_δ :

$$u = u_\delta \left(\frac{z}{\delta}\right)^\alpha \quad (29)$$

I valori dei parametri caratteristici della Legge ottenuti mediante il fitting sono stati confrontati con i parametri di progetto, definiti in fase di messa a punto della galleria al fine di riprodurre un profilo dello SLA sovrapponibile a quello osservato in sito.

3.5 Determinazione della Velocità d'Attrito

I valori di velocità d'attrito corrispondenti ai diversi regimi di funzionamento del ventilatore (900-2700 RPM, con passo di 300 RPM) sono stati ottenuti dal fitting della

legge logaritmica di velocità del vento – equazione (2) – sui valori di velocità misurati al variare dell'altezza in galleria.

I risultati del fitting, ottenuti mediante il software *CurveExpert Professional*, sono stati espressi in termini di coefficiente di determinazione R^2 e parametri caratteristici della legge logaritmica (u^* e z_0).

3.6 Caratterizzazione del Materiale Tal Quale

Il fango rosso presente sulla superficie del bacino oggetto dello studio si trova per buona parte dell'anno in forma di solido soprassaturo (contenuto d'acqua superiore al limite liquido). Per questo motivo, il fango è stato prelevato allo stato di solido soprassaturo e successivamente trattato in laboratorio al fine di generare le sorgenti di emissione identificate dal modello di emissione.

Il fango *tal quale* è stato caratterizzato nei laboratori del DICAAR mediante procedure di analisi dell'umidità e della granulometria. Il contenuto d'umidità del fango è stato determinato seguendo le direttive dell'Australian Standard AS 1289.2.1.1 (AS, 2005) che prevede l'asciugatura del materiale in stufa a 105°C per un tempo minimo di 24 h. Il livello di umidità del fango è stato determinato a partire dalle pesate effettuate prima e dopo l'asciugatura completa del materiale, utilizzando l'equazione (30):

$$w = \frac{m_w}{m_s} = \frac{m_u - m_s}{m_s}, \quad (30)$$

in cui m_w è la massa dell'acqua, m_u la massa iniziale del fango e m_s è la massa del fango completamente essiccato. La massa del campione essiccato è stata determinata al termine delle 24 h a 105°C, sottoponendo il campione a ulteriori step di asciugatura della durata di un'ora, fino al momento in cui la differenza fra le ultime due pesate effettuate è risultata inferiore allo 0.1 % della massa iniziale del campione. I risultati della procedura suddetta sono riportati in Tabella 3.1. È stato determinato un livello di umidità pari al 61 %.

Tabella 3.1. Risultati della procedura di determinazione dell'umidità del fango utilizzando il metodo Australian Standard AS 1289.2.1.1 (AS 2005)

Tempo	Peso	Perdita di peso	Umidità
h	g	%	%
	852.6		60.98
20	554.6	-34.95	4.71
22	550.5	-0.48	3.94
24	544.5	-0.70	2.80
25	541.2	-0.39	2.18
26	540.1	-0.13	1.97
27	538.7	-0.17	1.70
40	529.7	-1.06	0.00
42	529.9	0.03	0.05

L'analisi granulometrica è stata condotta per sedimentazione utilizzando il SediGraph, un analizzatore granulometrico automatico che permette di determinare la distribuzione dimensionale delle particelle in un range compreso fra 300 e 0.1 micron. Lo strumento misura la concentrazione delle particelle in caduta gravitazionale in un liquido con proprietà note mediante assorbimento di raggi X e deduce il diametro equivalente in funzione della loro velocità di sedimentazione U_s , calcolata attraverso la Legge di Stokes:

$$u_s = \frac{(\rho_s - \rho_f)D^2g}{18\eta}, \quad (31)$$

in cui ρ_s la densità della particella, ρ_f la densità del fluido, D il diametro equivalente di Stokes, g l'accelerazione di gravità e η la viscosità del fluido.

I risultati dell'analisi granulometrica, condotta su sette diversi campioni di fango *tal quale*, sono rappresentati in Figura 3.10. La dimensione mediana delle particelle costituenti il campione è risultata pari a 3 μm , l'80 % delle particelle costituenti il campione è risultato inferiore a 10 μm .

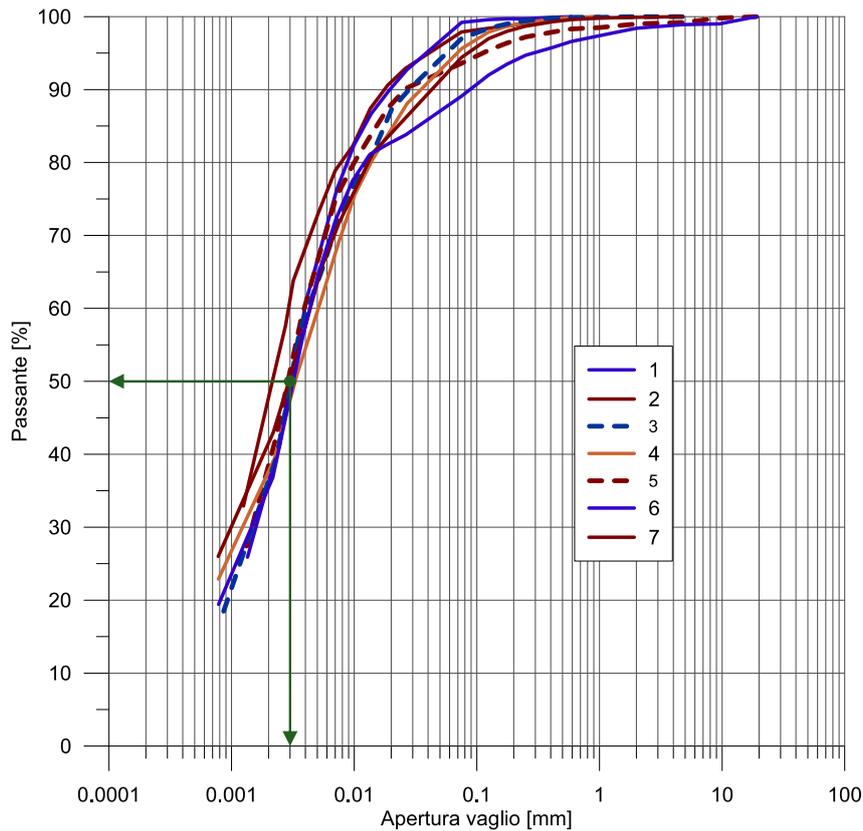


Figura 3.10. Analisi granulometrica del fango rosso condotta mediante Sedigraph

3.7 Preparazione dei Campioni di Fango Rosso

I campioni di fango rosso oggetto del presente studio sperimentale (*laboratory samples*) sono stati preparati in riferimento alle caratteristiche di alcuni campioni target prelevati dalle superfici del bacino fanghi in seguito a un prolungato periodo di esposizione al sole (*field samples*). I *field samples* sono stati caratterizzati attraverso vagliatura a secco (al fine di determinare la distribuzione dimensionale degli aggregati di particelle) e misure del contenuto d'acqua e della densità apparente (sia per i campioni di particelle, sia per i campioni di crosta).

Tabella 3.2. Distribuzione dimensionale degli aggregati di particelle prelevati in situ

	Diametro (mm)				
	< 0.125	0.125 – 0.250	0.250 – 0.500	0.500 - 1	> 1
Frequenza (%)	37	22	20	18	3

Tabella 3.3. Caratteristiche fisiche dei field samples: campioni di particelle

	Densità apparente ISO 11272:2017 (kg m ⁻³)	Contenuto d'acqua (%)	Indice dei vuoti
Media	1200	3	1.6
Deviazione standard	50	1.3	0.5

Tabella 3.4. Caratteristiche fisiche dei field samples: campioni di croste

	Densità apparente ISO 17892-2:2014 (kg m ⁻³)	Contenuto d'acqua (%)	Indice dei vuoti
Media	1700	3	0.8
Deviazione standard	73	1.5	0.2

3.7.1 Campioni di Particelle

I campioni di particelle sono stati ottenuti a partire dall'essiccazione del fango *tal quale* in stufa a 40°C per 48h. Il fango essiccato è stato sottoposto a macinazione con mortaio e pestello fino alla rottura degli aggregati visibili a occhio nudo. Il materiale macinato è stato sottoposto a vagliatura con setaccio maglia 1 mm per rimuovere gli elementi di maggiore dimensione che non erano stati rotti nella fase di macinazione; il materiale è stato quindi sottoposto a vagliatura a secco ed eventualmente rimacinato, fino a ottenere una distribuzione dimensionale degli aggregati sovrapponibile a quella dei *field samples*. Il materiale è stato dunque disposto nella teglia di prova e ispessito fino al grado di compattazione sovrapponibile a quello misurato sui *field samples*.

Al fine di studiare l'effetto dell'umidità delle particelle di fango sulle emissioni, sono stati prodotti campioni a diversi livelli di umidità voluti (0, 2, 4, 8, 16, 24 e 32 %). La procedura di umidificazione è stata condotta bagnando il campione con uno spruzzino e mescolandolo il campione nella teglia di prova; prima di effettuare le prove di emissione i campioni sono stati lasciati a riposo per 12 h in un contenitore sigillato, al fine di favorire il raggiungimento della condizione di equilibrio dell'umidità.

3.7.2 Campioni di Croste

I campioni di crosta sono stati ottenuti a partire dalle particelle di fango, disposte all'interno dei porta-campioni e sottoposte a bagnatura superficiale con livelli di umidità intorno al 30 % (limite plastico del materiale).

Il materiale è stato quindi sottoposto a essiccazione al sole servendosi di una teca in plexiglass, che ha protetto il campione dalla pioggia ma consentito l'esposizione al vento. I campioni sono stati fatti essiccare per un intervallo di tempo compreso fra 5 e 7 giorni, fino al raggiungimento di livelli di umidità residua sovrapponibili a quelli misurati sui campioni di crosta prelevati in sito (*field samples*).

A causa della scarsa significatività delle fratture formatesi sulle superfici dei campioni di crosta indisturbati, sono stati prodotti inoltre due campioni di crosta disturbati, incidendo manualmente una fessura profonda su superfici di crosta integra.

3.8 Misure di Concentrazione di PM (Programma Sperimentale)

3.8.1 Profili Verticali di Concentrazione

Le misure istantanee della concentrazione di PM sono state condotte utilizzando il fotometro laser DustTrak DRX 8533. Le concentrazioni sono state misurate in 9 punti distribuiti lungo l'asse verticale della galleria, a quote comprese fra 2.5 e 40 cm (spessore dello strato limite generato δ); ciascuna misura è durata 15 s. La distribuzione orizzontale della concentrazione è stata assunta uniforme lungo tutta la larghezza del campione e nulla ai lati del campione stesso (come confermato dall'analisi visiva del fenomeno, di cui si porta testimonianza in Figura 3.11), seguendo la procedura utilizzata da Mckenna et al. (2009); Roney e White (2006) e Wang et al. (2019).

I profili di concentrazione sono stati misurati sui campioni di particelle e croste per sei diverse velocità del vento, generate facendo variare la velocità di rotazione del ventilatore da 900 a 2400 RPM con passo di 300 RPM (i corrispondenti valori di velocità d'attrito del vento u_* e velocità a 40 cm u_{40} sono riportati in Tabella 4.9).

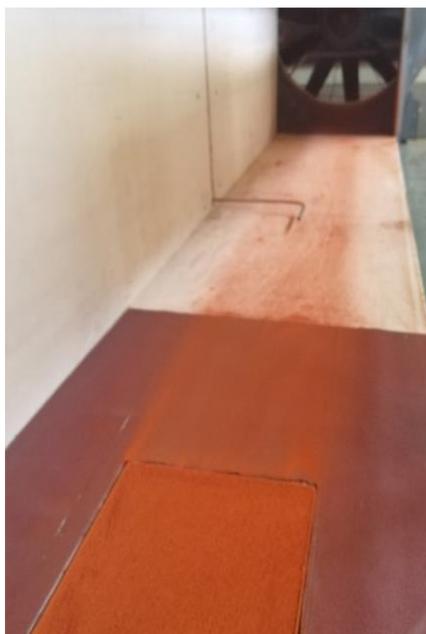


Figura 3.11. Campione di fango granulare in galleria del vento. Viene evidenziata la scia lasciata sul pavimento della galleria dalle particelle di fango asportate dal campione

Le misure sui campioni di particelle sono state condotte in riferimento a 5 diversi livelli di umidità (0, 2, 8, 16 e 24 %); per ciascun livello di umidità le misure sono state condotte su cinque diversi campioni (25 campioni di particelle analizzati per 6 livelli di velocità del vento, per un totale di 150 misure). Il campione con umidità del 32 % non è stato sottoposto a prove, in quanto il raggiungimento di tale livello di umidità ha coinciso con il raggiungimento del limite plastico del materiale e, di conseguenza, della condizione OFF del modello di emissione. Le misure sui campioni di crosta sono state condotte rispettivamente per 5 campioni (3 croste indisturbate, 2 croste con crack) con flusso d'aria pulito e per 3 campioni alimentando a monte un flusso di particelle saltatrici ($F=7 \text{ g s}^{-1}$). In totale le misure di concentrazione hanno riguardato 8 campioni di crosta per 6 diverse velocità del vento, per un totale di 54 misure di concentrazione.

Tutte le misure sono state precedute dalle misure del fondo della concentrazione nella galleria DICAAR, dalle quali sono state depurate. Nel caso degli studi di emissione condotti con alimentazione di particelle saltatrici, il profilo di fondo è stato misurato alimentando il flusso di particelle saltatrici in assenza di campione erodibile in galleria.

3.8.2 Andamento delle Concentrazioni nel Tempo

Sono state condotte delle misure di lunga durata su tre campioni caratteristici (materiale particellare asciutto, crosta indisturbata e crosta con crack) al fine di analizzare l'andamento delle concentrazioni nel tempo.

Il tubo di campionamento dell'aria è stato mantenuto in una posizione fissa, a valle dei campioni a 2.5 cm dal pavimento; le misure sono state protratte per 70 minuti, aumentando la velocità del vento ogni 10 minuti.

3.9 Calcolo delle Emissioni di PM

L'emissione è stata calcolata a partire dai profili verticali di concentrazione di PM e velocità del vento, applicando il metodo del volume di controllo proposto da Roney e White (2006). Il volume di controllo è stato definito dal prodotto della superficie del campione erodibile A_B per l'altezza dello strato limite generato in galleria H_δ (è stata considerata l'altezza H_δ piuttosto che l'altezza totale del tunnel, in quanto le concentrazioni di PM misurate oltre i 15 cm d'altezza tendevano asintoticamente a zero). Il tasso di emissione E , generato dall'erosione della sorgente emissiva A_b , è stato calcolato applicando un bilancio di massa al volume di controllo, applicando l'equazione (32):

$$E = \frac{1}{A} (m_{out} - m_{in}), \quad (32)$$

in cui m_{out} e m_{in} sono rispettivamente la portata massica in uscita dal volume di controllo e in ingresso al volume di controllo, calcolati come:

$$m_{out} = \int_0^{H_\delta} c_{out} u_{out} W_B dz, \quad (33)$$

$$m_{in} = \int_0^{H_\delta} c_{in} u_{in} W_B dz. \quad (34)$$

In definitiva, il tasso di emissione è stato determinato come:

$$E = \frac{1}{L_B} \int_0^{H_\delta} (c_{out} u_{out} - c_{in} u_{in}) dz, \quad (35)$$

in cui $c_{out} u_{out}$ e $c_{in} u_{in}$ sono rispettivamente il prodotto di velocità e concentrazione a valle e monte del campione. La concentrazione di PM a monte dei campioni in studio è stata assunta pari al fondo della concentrazione in galleria, monitorata prima di ogni misura e mantenuta sempre su livelli molto bassi ($< 0.04 \text{ mg m}^{-3}$). È stata inoltre assunta la proporzionalità fra i profili di velocità a monte e valle del campione.

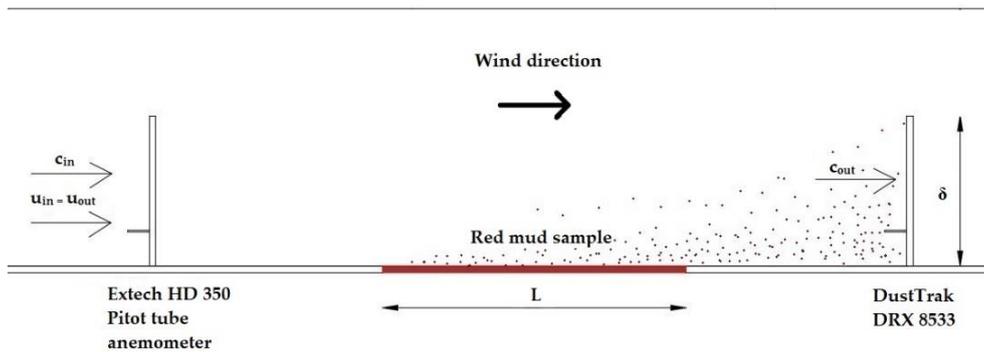


Figura 3.12. Schematizzazione del modello del volume di controllo utilizzato per il calcolo delle emissioni

3.9.1 Emissioni da Superfici di Particelle

3.9.1.1 Effetto della Velocità d'Attrito del Vento

Per i diversi campioni in studio, è stata indagata la dipendenza delle emissioni di PM dalla velocità d'attrito del vento. Tale dipendenza è stata analizzata eseguendo il fitting della legge di potenza, utilizzata in letteratura per descrivere tale relazione, sui dati misurati sperimentalmente. La legge di potenza è espressa in equazione (36):

$$F \propto u_*^n, \quad (36)$$

in cui n è generalmente compreso fra 2 e 5 (Shao, 2008).

È stato analizzato l'adattamento dei dati alla legge e determinato l'esponente che garantisce il miglior adattamento della legge ai dati sperimentali.

3.9.1.2 Effetto del Contenuto di Umidità dei Campioni

La dipendenza delle emissioni di PM in funzione dell'umidità del fango rosso è stata studiata confrontando le emissioni determinate al variare dell'umidità dei campioni in studio (2, 4, 8, 16 e 24 %), fissando la velocità d'attrito del vento. La legge matematica che ha descritto tale dipendenza è stata indagata eseguendo il *best fitting* dei dati sperimentali.

3.9.1.3 Effetto della Saltazione

Lo studio sui campioni di particelle è stato condotto assumendo che il fenomeno di saltazione si sviluppasse all'interno della teglia sulla base della struttura dei campioni e della lunghezza della stessa teglia. La dimensione mediana degli aggregati che costituivano i campioni era infatti di circa 250 μm e la lunghezza della teglia era circa dieci volte più grande della lunghezza di salto delle particelle saltatrici: 2-6 cm per $d \approx 250 \mu\text{m}$, secondo i risultati sperimentali ottenuti da Ho et al. (2014); Raddatz e Schönfeldt (2010); Valance et al. (2015).

3.9.1.4 Definizione del Fattore di Emissione

A partire dai risultati delle analisi monovariate ($E = f(u^*)$; $E = f(w)$) è stata condotta un'analisi bivariata allo scopo di definire in un'unica formulazione la dipendenza delle emissioni di PM dall'umidità del fango e dalla velocità d'attrito. L'analisi è stata condotta attraverso il software di *curve fitting* e analisi dei dati *CurveExpert Professional* (Hyams Development, 2020).

3.9.2 Emissioni da Superfici di Crosta

3.9.2.1 Effetto della Velocità d'Attrito del Vento

L'effetto della velocità d'attrito del vento sulle emissioni calcolate per i campioni di crosta è stato studiato seguendo la metodologia già descritta al paragrafo 3.9.1.1 della presente Tesi.

3.9.2.2 Effetto delle Crack

Sono stati confrontati i valori di emissione determinati al variare del grado di fratturazione dei campioni prodotti. A causa della sostanziale assenza di emissioni determinate dai tre campioni di crosta indisturbati, l'effetto delle fratture è stato analizzato incidendo delle fessure profonde su due superfici di crosta indisturbata. Il risultato delle misure condotte è stato elaborato considerando come area emittente A_b la sola area delle crack prodotte.

3.9.2.3 Effetto della Saltazione

A causa della sostanziale assenza di emissioni dai campioni di crosta indisturbati sottoposti all'azione del vento, sono state condotte delle prove sottoponendo tali campioni all'impatto di particelle saltatrici, alimentando a monte del campione un flusso di 7 g s^{-1} di sabbia abrasiva Garnet ($d = 280 \text{ }\mu\text{m}$).

Il calcolo delle emissioni generate dalla saltazione sul campione di crosta è stato preceduto da una attenta valutazione delle concentrazioni di fondo misurate in galleria. Infatti, l'impatto delle particelle saltatrici ha causato l'emissione delle particelle rimaste attaccate al pavimento a seguito delle precedenti prove, che non venivano asportate nelle operazioni di pulizia della galleria condotte prima di ogni misura (azionando il ventilatore per 10 minuti alla velocità di 2700 RPM).

4 Risultati della Sperimentazione

Il presente capitolo illustra i risultati ottenuti nel corso della fase sperimentale del progetto di Dottorato.

I paragrafi 4.1, 4.2 e 4.3 illustrano i risultati ottenuti a partire dalle misure di velocità del vento condotte nella galleria DICAAR. Nello specifico, il paragrafo 4.1 illustra i campi di velocità del vento e di intensità di turbolenza; il paragrafo 4.2 descrive le caratteristiche del profilo di velocità dello Strato Limite Atmosferico (SLA) generato; il paragrafo 4.3 illustra i risultati del fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità sui dati misurati, tramite cui sono stati determinati i valori della velocità d'attrito del vento.

Il paragrafo 4.4 illustra le caratteristiche dei campioni di fango rosso (materiale particellare e croste) prodotti nei laboratori DICAAR.

Il paragrafo 4.5 illustra i risultati delle misure di concentrazione di PM condotte in galleria sui diversi campioni in studio. Vengono riportati i profili verticali della concentrazione (misurati al variare della distanza dei punti di misura dal pavimento) e i profili della concentrazione nel tempo.

Infine, il paragrafo 4.6 illustra i risultati delle procedure di calcolo delle emissioni di PM e le leggi mediante cui è stata descritta la variabilità delle emissioni in funzione dell'umidità del fango e della velocità del vento incidente.

4.1 Analisi dei Campi di Velocità del Vento e Intensità di Turbolenza

4.1.1 Campi di Velocità del Vento

Nelle Tabelle 4.1 – 4.7 sono riportati i profili di velocità misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare della velocità di rotazione del ventilatore e delle configurazioni della galleria del vento (Configurazione 1).

I risultati hanno messo in luce l'aumento della velocità del vento in funzione della velocità di rotazione del ventilatore e della distanza dei punti di misura dalle pareti della galleria, sia verticalmente sia lateralmente (al passaggio dalla linea di misura A alla

linea di misura C). I dati misurati lungo la linea B e la linea C sono risultati sostanzialmente sovrapponibili, a testimonianza dell'uniformità trasversale dei profili di velocità all'interno della sezione di controllo definita per il calcolo delle emissioni di PM.

Tabella 4.1. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 900 RPM)

h m	u (m/s)								
	No sez. convergente			Sezione convergente			SC + Honeycomb		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
0.40	4.60	5.03	5.60	4.50	5.27	5.39	3.73	4.89	5.44
0.35	4.69	5.33	5.56	4.66	5.10	5.41	4.06	5.11	5.47
0.30	4.61	5.34	5.51	4.08	5.21	5.18	4.08	5.11	5.37
0.25	4.49	5.19	5.44	3.97	5.14	5.18	4.03	5.10	5.24
0.20	4.28	5.04	5.11	4.05	4.88	5.03	3.90	4.97	5.11
0.15	4.05	4.95	4.88	3.93	4.74	4.83	3.78	4.78	4.87
0.10	3.84	4.56	4.70	3.73	4.62	4.58	3.65	4.41	4.51
0.05	3.75	4.11	4.06	3.43	4.08	4.16	3.32	3.94	4.19
0.025	3.17	3.92	4.03	2.82	3.72	3.78	2.94	3.51	3.87
0.015	2.28	3.67	3.56	2.60	3.13	3.48	2.33	3.24	3.69

Tabella 4.2. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 1200 RPM)

h m	u (m/s)								
	No sez. convergente			Sezione convergente			SC + Honeycomb		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
0.40	5.90	7.08	7.65	6.61	7.50	7.56	5.51	6.82	7.61
0.35	6.13	7.16	7.79	6.47	7.52	7.56	5.99	7.23	7.63
0.30	6.24	7.39	7.75	6.26	7.38	7.48	6.00	7.30	7.58
0.25	6.27	7.34	7.71	5.89	7.24	7.43	5.97	7.26	7.45
0.20	6.09	7.20	7.46	5.65	7.12	7.16	5.79	7.05	7.22
0.15	5.91	7.01	7.12	5.61	6.95	7.06	5.66	6.80	6.93
0.10	5.51	6.56	6.52	5.47	6.55	6.63	5.50	6.38	6.53
0.05	5.39	6.11	6.25	5.08	6.44	6.32	5.08	5.76	6.10
0.025	4.79	5.70	5.72	4.65	5.61	5.94	4.64	5.25	5.78
0.015	4.26	5.37	5.42	4.05	5.05	5.49	4.19	4.94	5.56

Tabella 4.3. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 1500 RPM)

h m	u (m/s)								
	No sez. convergente			Sezione convergente			SC + Honeycomb		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
0.40	7.60	9.30	9.84	8.85	9.72	9.71	7.49	9.00	9.82
0.35	8.03	9.39	9.89	8.49	9.64	9.70	7.84	9.46	9.80
0.30	8.15	9.59	9.93	8.23	9.65	9.53	7.89	9.50	9.77
0.25	8.19	9.38	9.90	8.12	9.49	9.36	7.82	9.36	9.61
0.20	7.91	9.11	9.66	7.60	9.13	9.17	7.63	9.15	9.33
0.15	7.63	8.91	9.17	7.47	8.85	8.95	7.48	8.80	8.99
0.10	7.45	8.27	8.82	7.28	8.60	8.68	7.29	8.31	8.49
0.05	6.98	8.04	7.67	6.88	8.00	8.24	6.82	7.61	7.87
0.025	6.52	7.27	7.39	5.99	7.22	7.63	6.39	6.97	7.50
0.015	5.73	6.98	7.25	5.58	6.33	7.33	5.77	6.60	7.26

Tabella 4.4. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 1800 RPM)

h m	u (m/s)								
	No sez. convergente			Sezione convergente			SC + Honeycomb		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
0.40	9.62	11.11	11.65	10.65	11.63	11.81	9.26	11.02	11.86
0.35	9.56	11.32	11.91	10.21	11.77	11.76	9.61	11.49	11.93
0.30	9.86	11.25	12.12	10.16	11.42	11.57	9.70	11.53	11.87
0.25	9.78	11.46	12.26	10.00	11.44	11.47	9.56	11.46	11.66
0.20	9.47	11.26	11.97	9.39	11.07	11.10	9.36	11.55	11.32
0.15	9.28	10.52	11.57	9.21	10.79	10.83	9.15	10.74	10.89
0.10	8.97	10.42	11.12	9.06	10.20	10.64	8.90	10.11	10.32
0.05	8.46	9.58	10.27	8.64	9.60	9.97	8.42	9.23	9.71
0.025	7.70	8.80	9.54	7.43	8.72	9.19	7.79	8.53	9.18
0.015	6.86	8.56	9.08	6.92	7.59	8.99	7.11	8.07	8.92

Tabella 4.5. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 2100 RPM)

		u (m/s)								
h	No sez. convergente			Sezione convergente			SC + Honeycomb			
m	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
0.40	10.93	12.98	13.94	12.15	13.82	13.96	11.01	13.06	14.00	
0.35	11.38	13.21	14.14	12.22	13.66	13.74	11.43	13.49	14.11	
0.30	11.07	13.23	14.39	11.99	13.52	13.75	11.43	13.60	14.04	
0.25	11.41	13.32	14.19	10.98	13.54	13.56	11.27	13.48	13.76	
0.20	11.11	13.03	13.82	10.90	13.07	13.36	11.04	13.16	13.37	
0.15	10.81	12.69	12.96	10.86	12.80	12.93	10.86	12.61	12.87	
0.10	10.52	12.09	12.36	10.46	12.46	12.44	10.52	11.89	12.22	
0.05	9.87	11.16	11.17	9.77	11.60	11.54	9.85	10.92	11.44	
0.025	9.34	10.32	10.59	8.68	11.04	10.72	9.14	10.03	10.84	
0.015	8.42	10.06	10.49	7.07	10.52	10.13	8.43	9.46	10.50	

Tabella 4.6. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 2400 RPM)

		u (m/s)								
h	No sez. convergente			Sezione convergente			SC + Honeycomb			
m	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
0.40	12.66	15.04	16.20	13.55	15.63	16.11	12.88	15.06	16.17	
0.35	12.69	15.08	16.41	13.27	15.45	16.09	13.27	15.50	16.19	
0.30	13.04	15.27	16.56	12.97	15.54	16.01	13.29	15.61	16.07	
0.25	13.17	15.30	16.30	12.82	15.04	15.88	13.06	15.46	15.77	
0.20	12.80	15.06	15.66	12.63	14.96	15.52	12.75	15.05	15.33	
0.15	12.46	14.73	15.15	12.41	14.61	15.04	12.47	14.44	14.79	
0.10	12.04	13.85	13.92	12.38	14.13	14.30	12.11	13.61	14.04	
0.05	11.38	12.98	13.00	11.22	13.37	13.47	11.27	12.50	13.13	
0.025	10.61	11.92	12.31	9.83	12.43	12.38	10.58	11.51	12.54	
0.015	9.49	11.44	11.72	8.36	11.96	11.73	9.77	10.91	12.09	

Tabella 4.7. Profili di velocità del vento in galleria misurati lungo le linee di misura A, B e C al variare delle configurazioni in studio (velocità di rotazione del ventilatore di 2700 RPM)

		u (m/s)								
h		No sez. convergente			Sezione convergente			SC + Honeycomb		
m		A	B	C	A	B	C	A	B	C
0.40		14.25	16.73	18.21	15.19	18.13	18.18	14.55	17.04	18.20
0.35		14.44	16.93	18.40	15.20	17.83	18.08	14.99	17.53	18.29
0.30		14.61	17.32	18.20	15.13	17.69	18.09	14.97	17.64	18.21
0.25		14.37	17.49	18.07	14.70	17.46	17.88	14.69	17.48	17.84
0.20		14.53	16.91	17.39	14.48	17.11	17.41	14.34	16.97	17.38
0.15		14.25	16.63	16.76	14.03	16.57	16.99	14.09	16.34	16.70
0.10		13.93	15.86	16.01	13.57	16.13	16.14	13.63	15.40	15.83
0.05		12.98	14.44	15.03	12.18	14.87	15.06	12.80	14.24	14.91
0.025		12.09	13.59	13.94	10.66	14.38	13.96	12.03	13.00	14.12
0.015		10.92	12.90	13.70	8.93	13.54	13.22	11.06	12.29	13.63

I campi di velocità del vento generati in galleria sono rappresentati nelle Figure 4.1 – 4.7. L'analisi dei campi generati nella sezione di controllo (rappresentata mediante le linee bianche tratteggiate nelle figure) ha evidenziato il miglioramento dell'uniformità trasversale del flusso di vento indotta dall'inserimento della sezione convergente e dell'*honeycomb*.

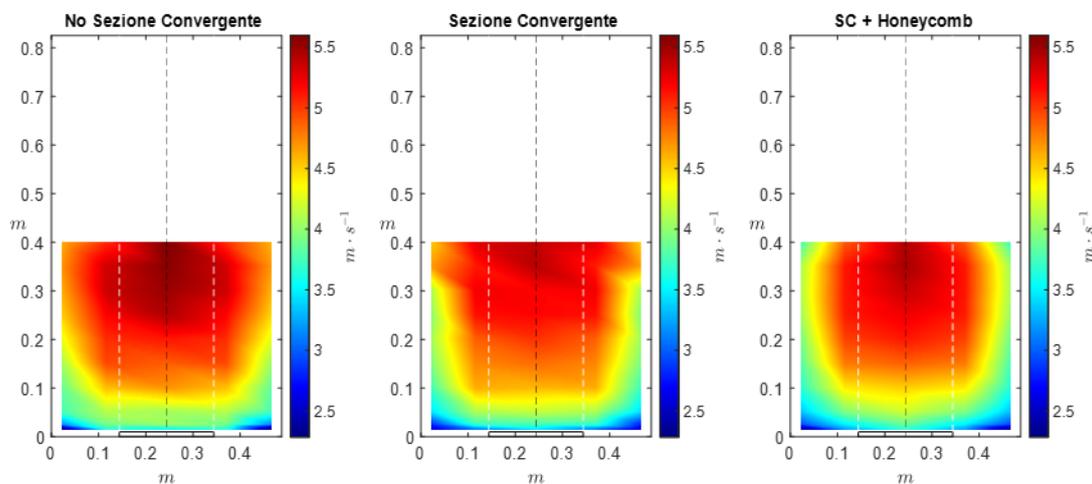


Figura 4.1. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (900 RPM)

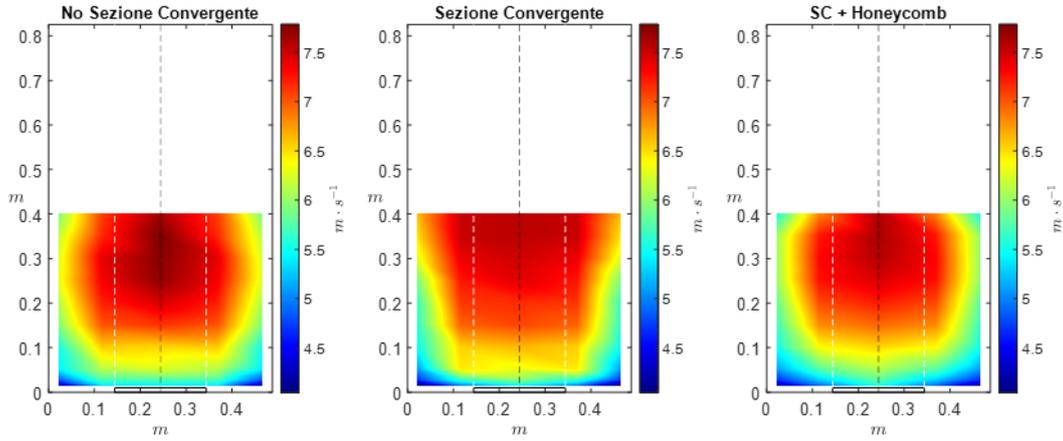


Figura 4.2. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (1200 RPM)

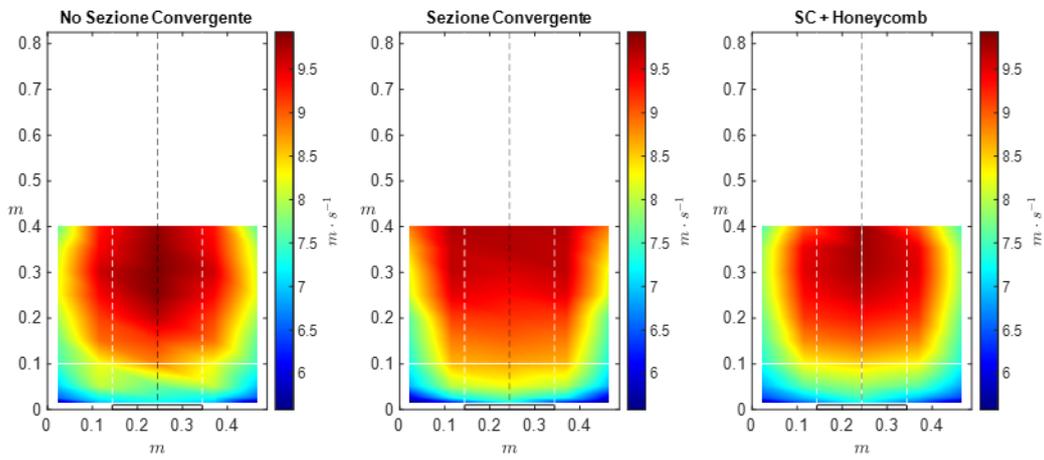


Figura 4.3. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (1500 RPM)

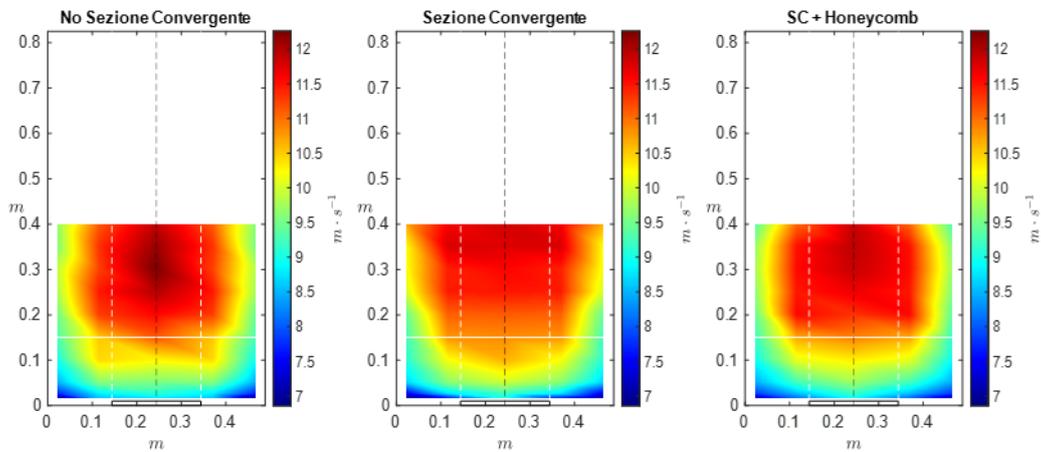


Figura 4.4. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (1800 RPM)

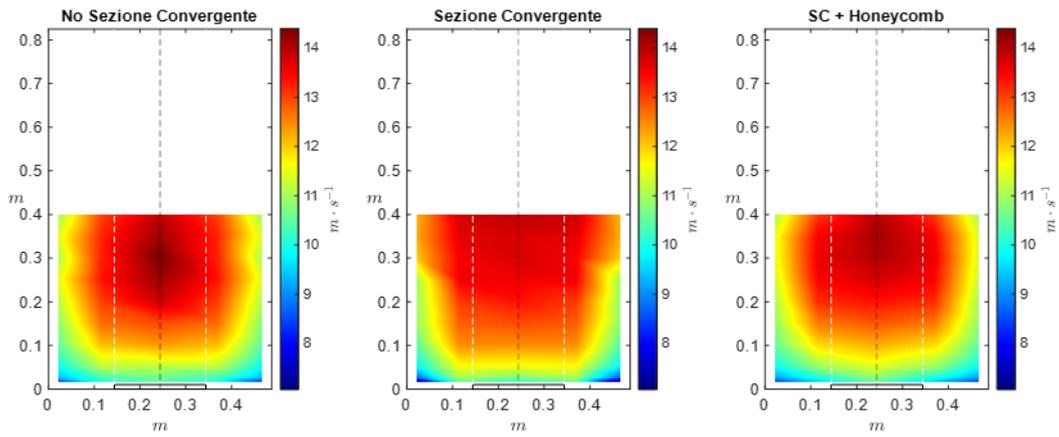


Figura 4.5. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (2100 RPM)

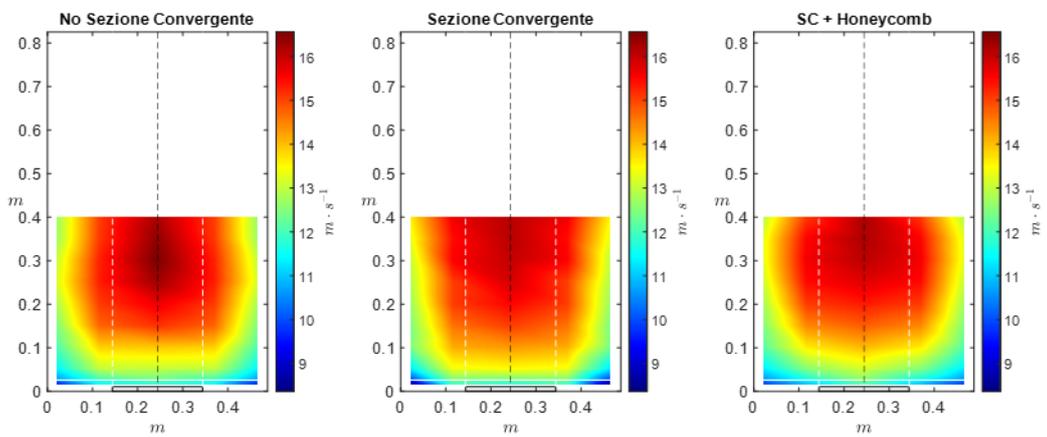


Figura 4.6. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (2400 RPM)

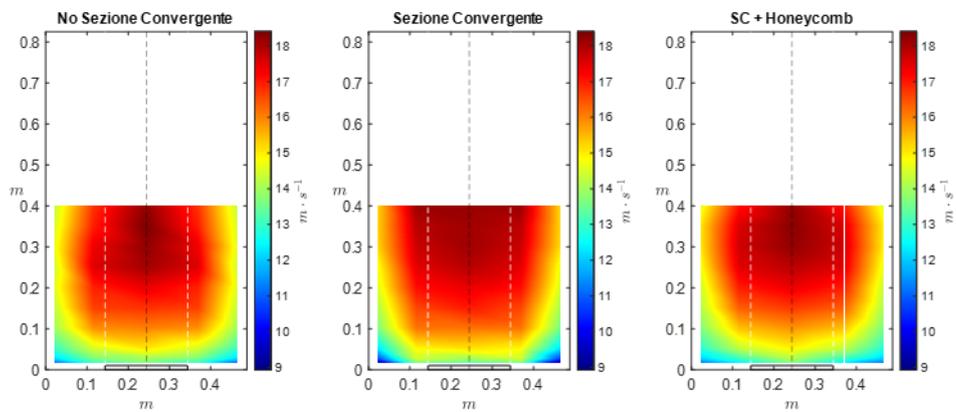


Figura 4.7. Campi di velocità del vento in galleria per le tre diverse configurazioni (2700 RPM)

4.1.2 Campi di Intensità di Turbolenza

L'analisi dei campi di intensità di turbolenza (IT), rappresentati nelle Figure 4.8 - 4.14 ha evidenziato la diminuzione dei livelli di intensità all'allontanarsi dal pavimento (IT minima per $h = 40$ cm, IT massima per $h = 15$ cm) e dalle pareti laterali della galleria (IT minima in corrispondenza della linea di misura C, IT massima in corrispondenza dell'angolo di contatto fra le pareti laterali e il pavimento).

L'intensità di turbolenza, inoltre, è diminuita all'aumentare della velocità di rotazione del ventilatore e al passaggio dalla configurazione iniziale a quella completa.

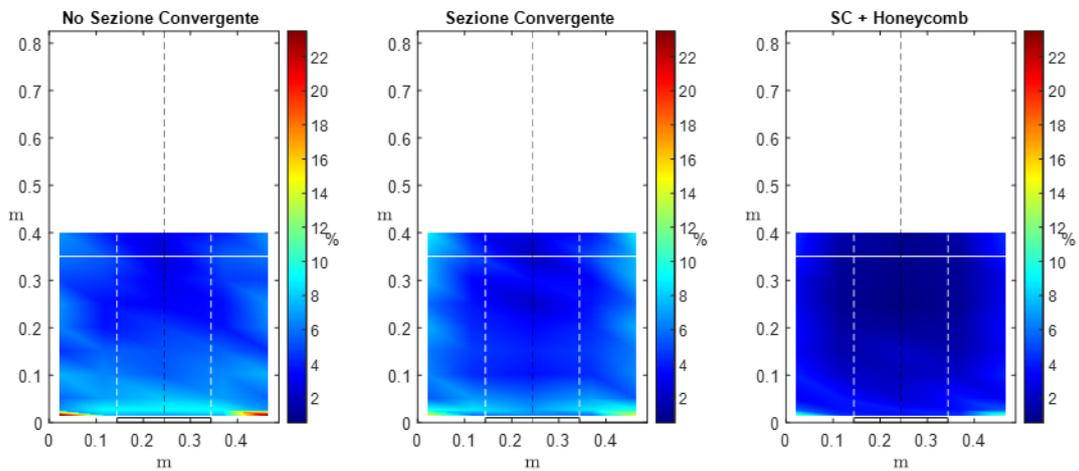


Figura 4.8. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (900 RPM)

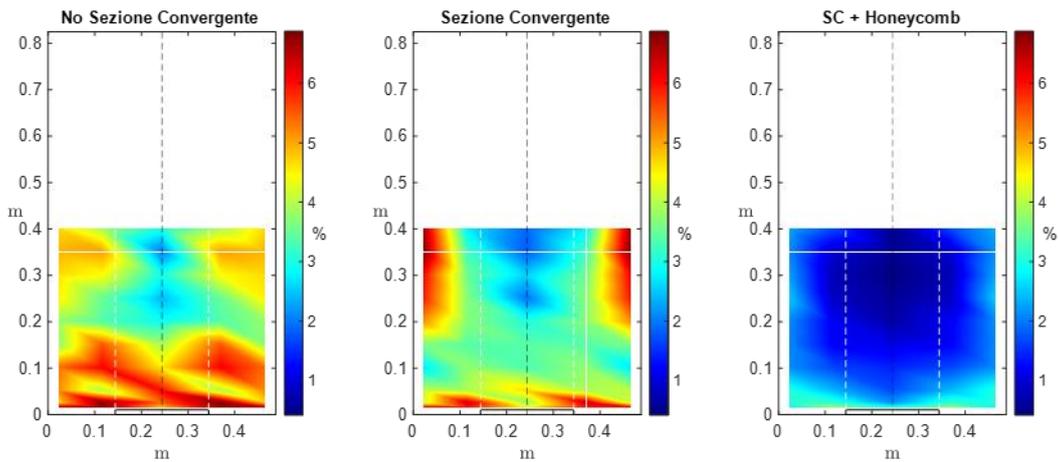


Figura 4.9. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (1200 RPM)

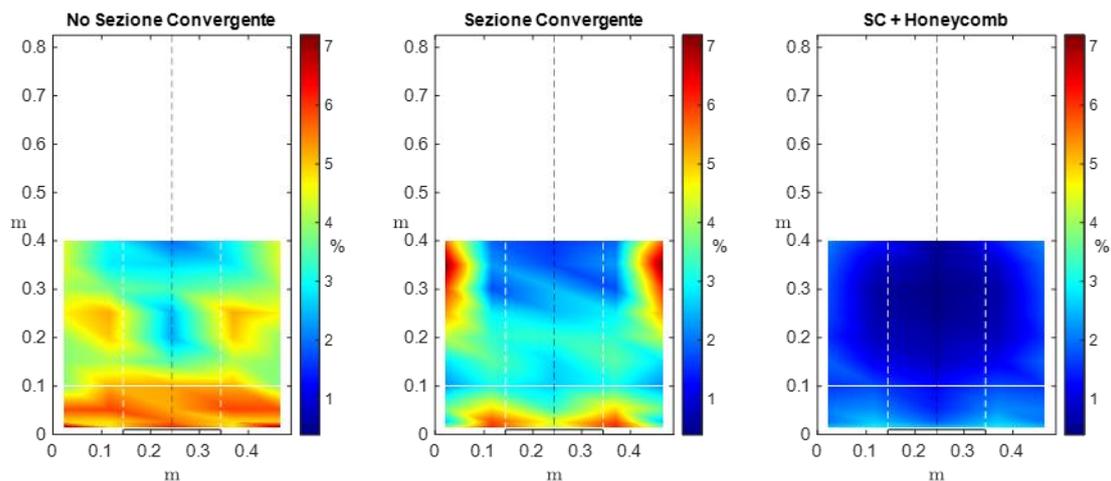


Figura 4.10. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (1500 RPM)

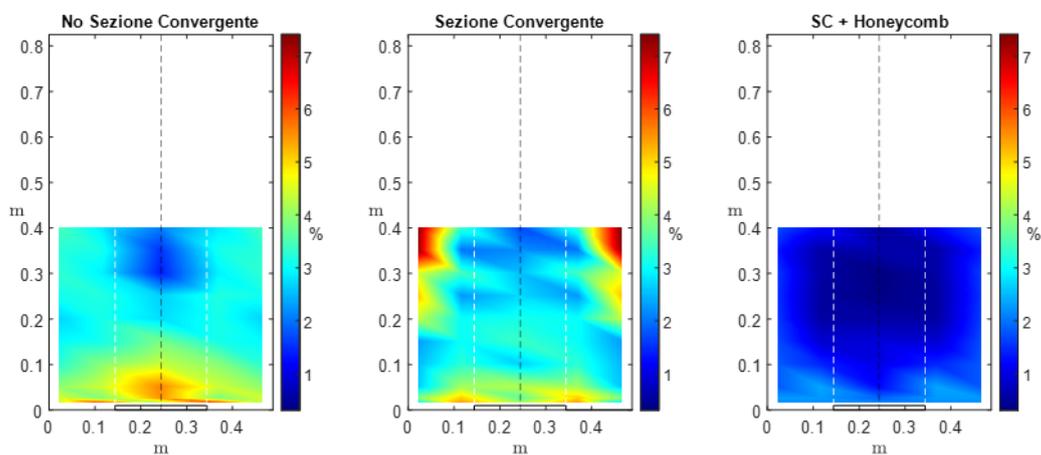


Figura 4.11. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (1800 RPM)

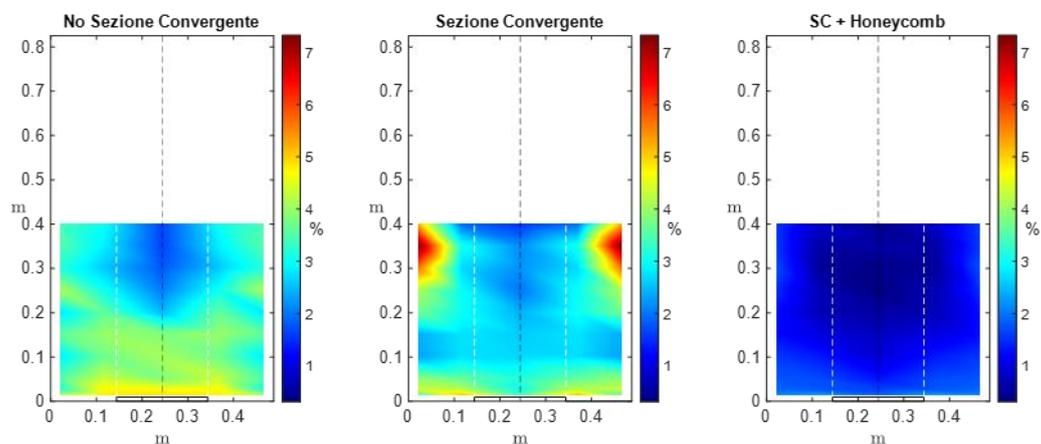


Figura 4.12. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (2100 RPM)

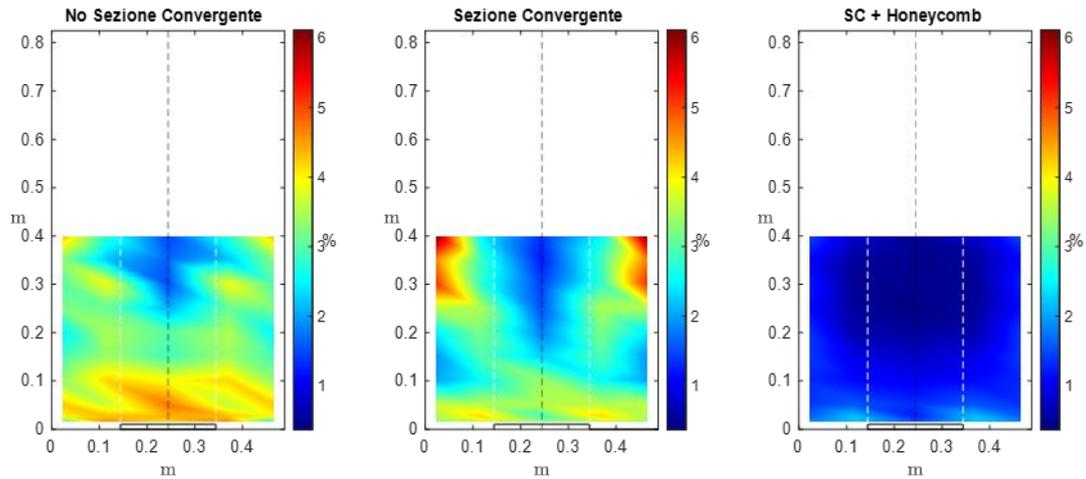


Figura 4.13. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (2400 RPM)

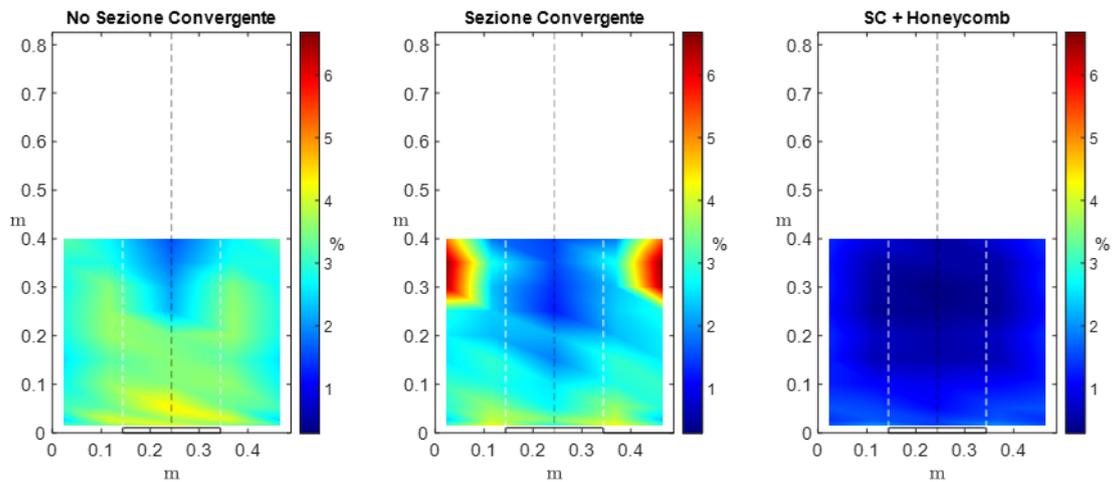


Figura 4.14. Campi di intensità di turbolenza per le tre diverse configurazioni (2700 RPM)

4.2 Validazione del Profilo Verticale dello SLA

I risultati del fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati lungo la linea di mezzeria della galleria DICAAR sono riportati in Tabella 4.8, sotto forma di coefficiente d'attrito α e spessore dello strato limite δ , parametri caratteristici della Legge, e di coefficiente di determinazione R^2 . I risultati suddetti, riportati al variare della velocità di rotazione del ventilatore e delle configurazioni in studio, sono risultati consistenti con i parametri di progetto definiti in fase di messa a punto della galleria. Nelle Figure 4.15 – 4.21, i risultati del fitting sono riportati in forma grafica con specifico riferimento alla configurazione completa della galleria – galleria

con sezione convergente e *honeycomb* – mediante la quale sono stati ottenuti i risultati più affidabili.

Tabella 4.8. Risultati del fitting della Legge di potenza sui dati sperimentali per le tre configurazioni in studio

RPM	No sez. convergente			Sezione convergente			SC + honeycomb		
	α	δ	R^2	α	δ	R^2	α	δ	R^2
900	0.14	0.37	0.98	0.13	0.36	0.99	0.13	0.40	0.99
1200	0.12	0.35	0.97	0.09	0.39	0.99	0.10	0.42	0.99
1500	0.11	0.32	0.96	0.09	0.39	0.99	0.10	0.43	0.99
1800	0.11	0.38	0.97	0.09	0.39	0.99	0.10	0.41	0.99
2100	0.11	0.39	0.95	0.09	0.36	0.99	0.10	0.40	0.99
2400	0.11	0.37	0.97	0.09	0.33	0.99	0.10	0.40	0.99
2700	0.10	0.36	0.99	0.09	0.34	0.99	0.10	0.38	0.99
Valori medi	0.11	0.36		0.10	0.37		0.10	0.41	

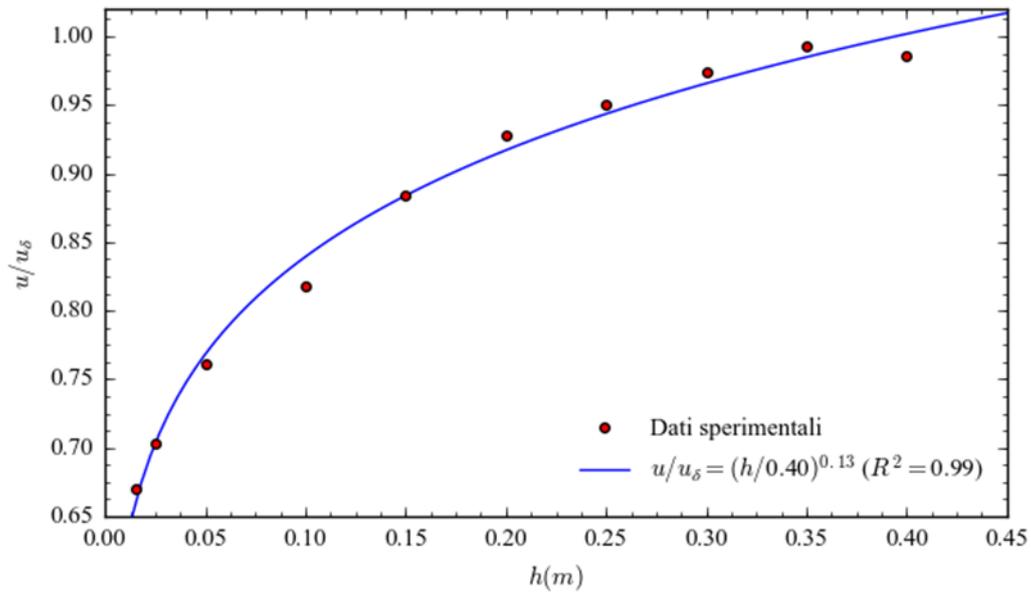


Figura 4.15. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 900 RPM, configurazione completa

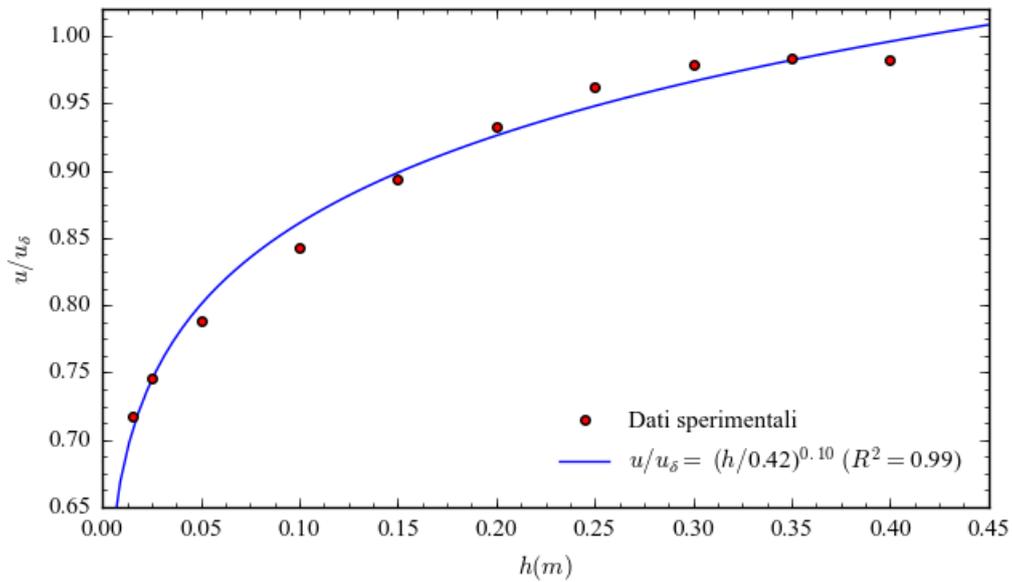


Figura 4.16. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 1200 RPM, configurazione completa

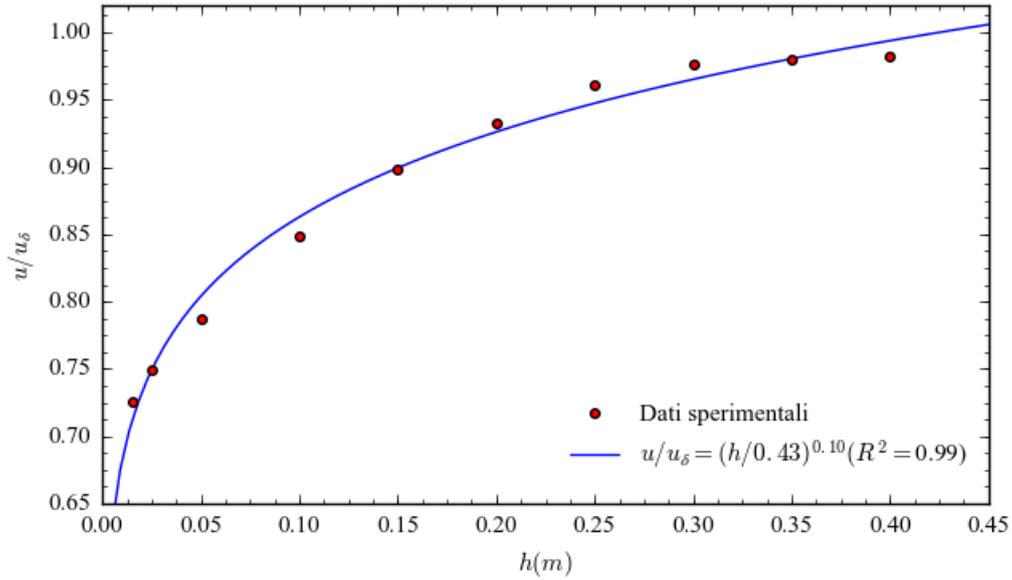


Figura 4.17. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 1500 RPM, configurazione completa

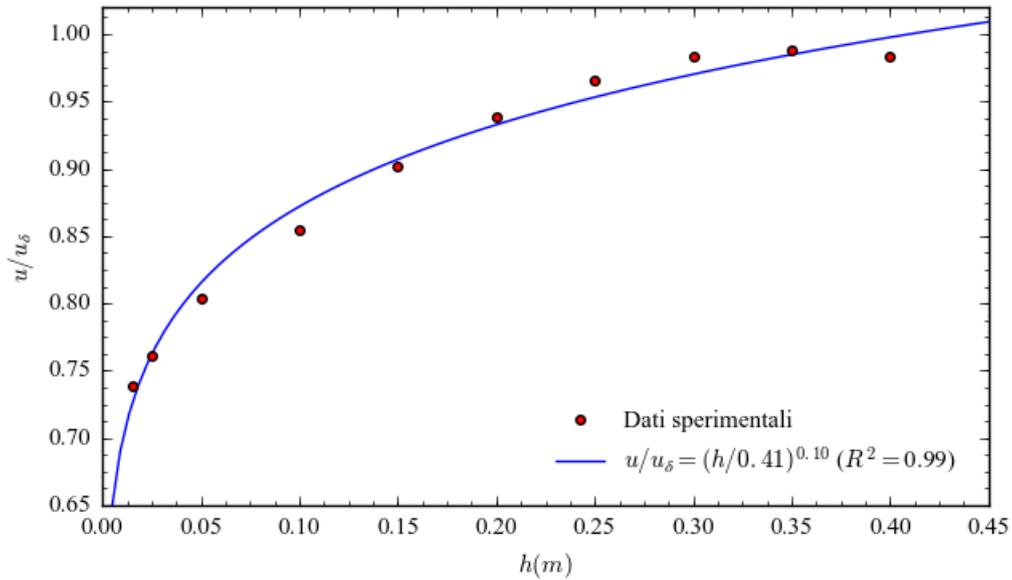


Figura 4.18. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 1800 RPM, configurazione completa

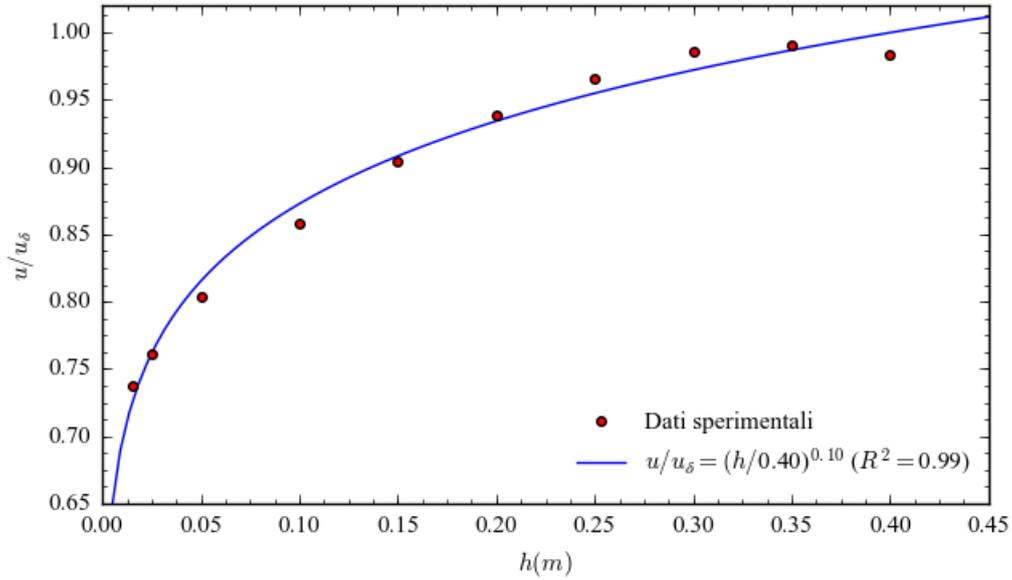


Figura 4.19. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 2100 RPM, configurazione completa

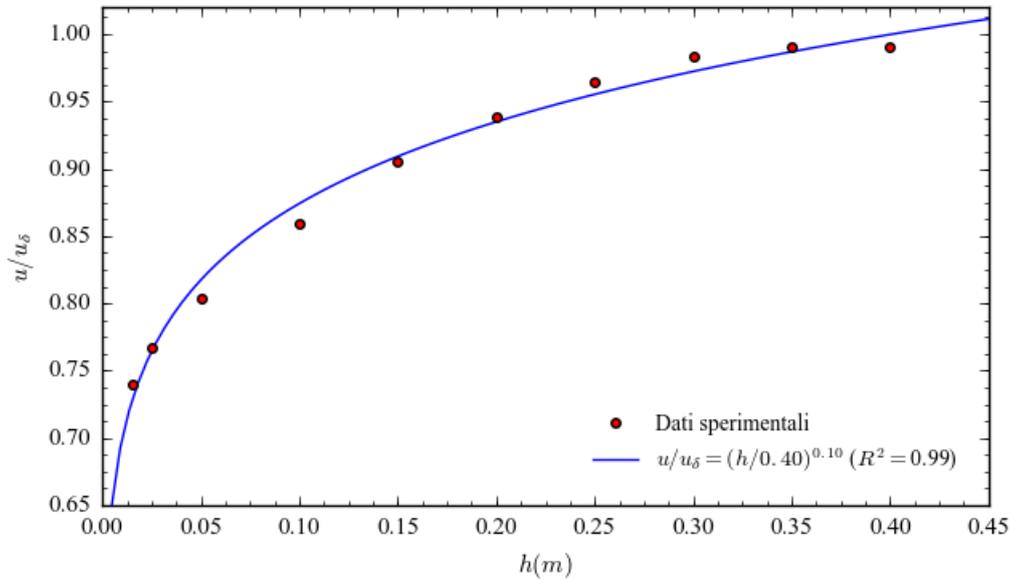


Figura 4.20. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 2400 RPM, configurazione completa

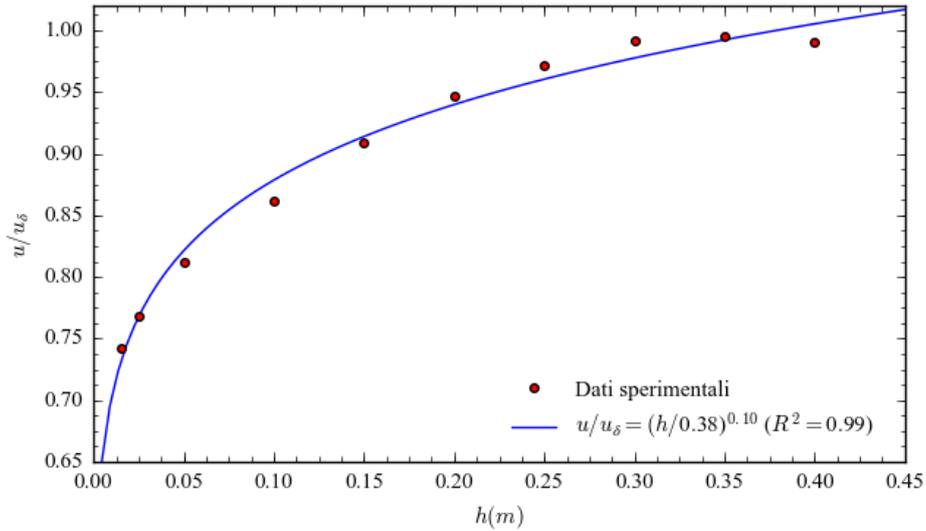


Figura 4.21. Fitting della Legge di potenza del profilo di velocità sui dati di velocità misurati per velocità di rotazione del ventilatore di 2700 RPM, configurazione completa

4.3 Determinazione della Velocità d'Attrito

I risultati del fitting della Legge logaritmica del profilo di velocità sui dati di velocità misurati all'interno della galleria sono riportati, per le diverse velocità di rotazione del ventilatore indagate, nelle Figure 4.22 – 4.29 e in Tabella 4.9. I risultati sono stati espressi in termini di valore dei parametri caratteristici della Legge (velocità d'attrito u_* e coefficiente di rugosità z_0) e corrispondenti coefficienti di determinazione R^2 .

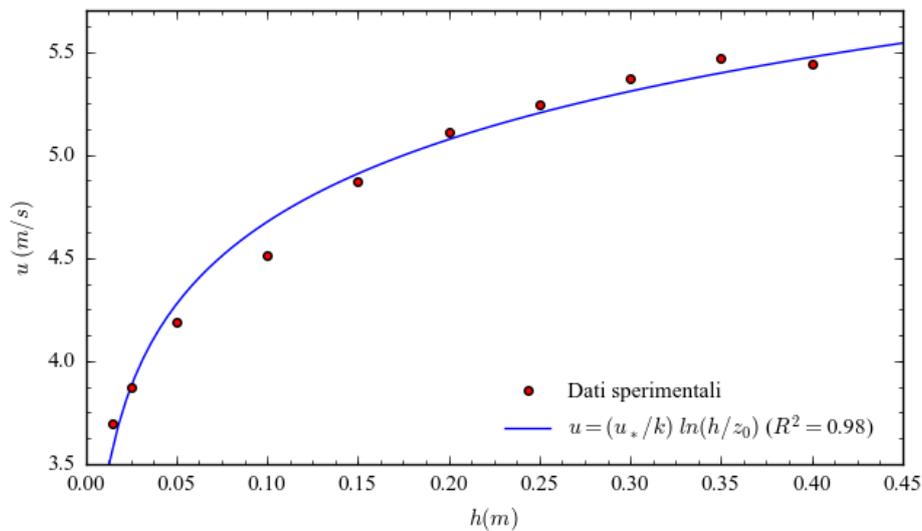


Figura 4.22. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (900 RPM)

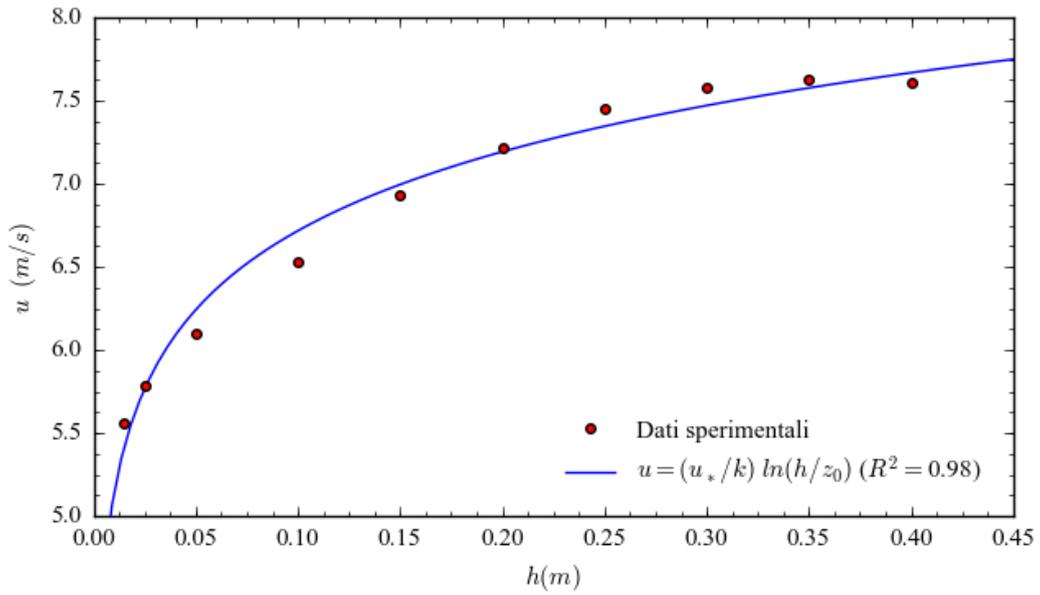


Figura 4.23. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (1200 RPM)

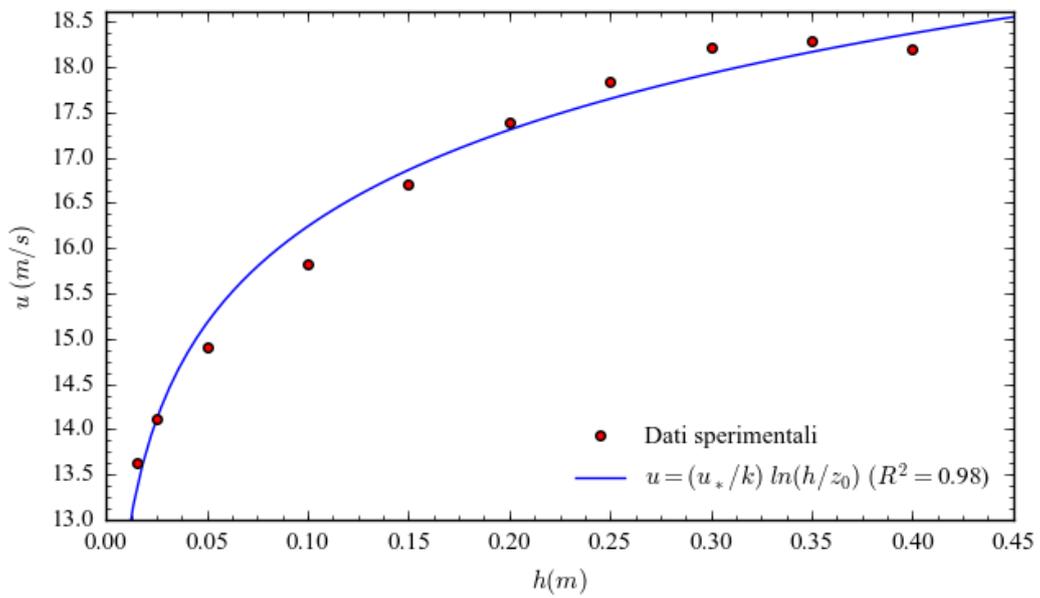


Figura 4.24. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (1500 RPM)

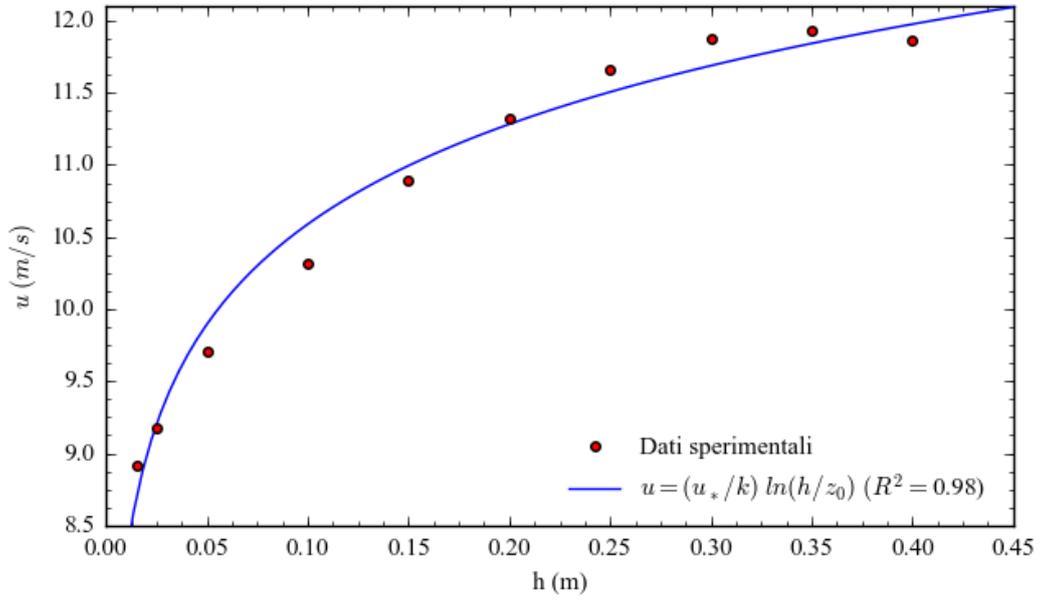


Figura 4.25. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (1800 RPM)

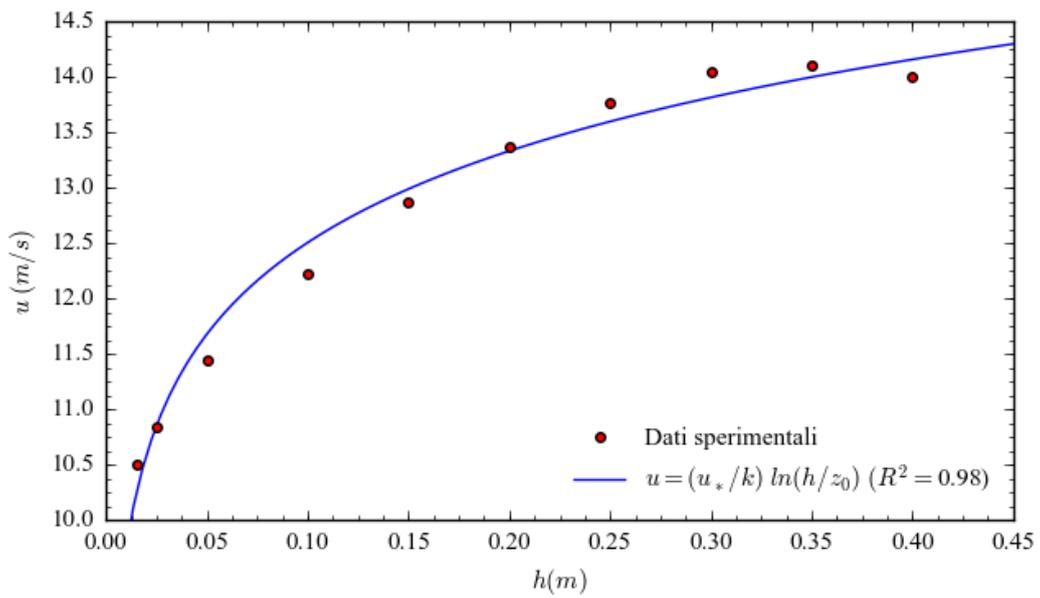


Figura 4.26. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (2100 RPM)

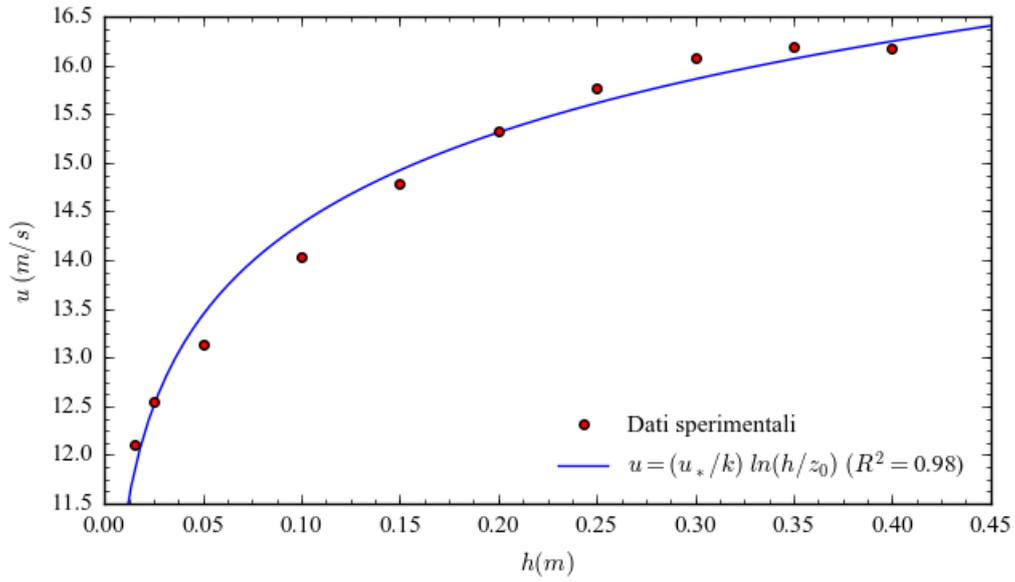


Figura 4.27. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (2400 RPM)

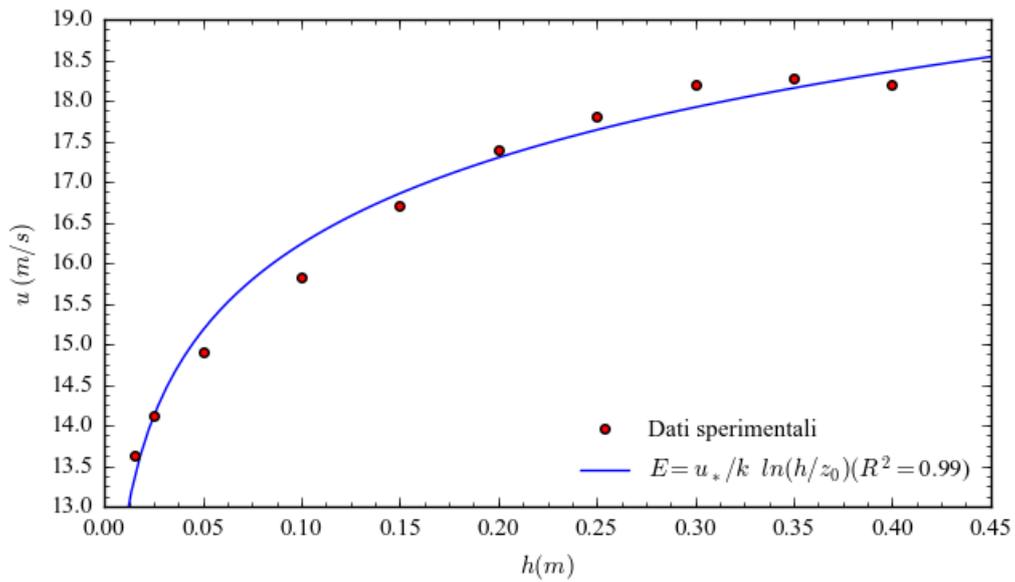


Figura 4.28. Fitting della Legge Logaritmica del profilo di velocità del vento sui dati misurati (2700 RPM)

Tabella 4.9. Velocità di flusso libero (misurata a 40 cm dal pavimento della galleria) u_{40} , velocità d'attrito u_* e coefficiente z_0 al variare della velocità di rotazione del ventilatore

Velocità di rotazione	U_{40}	u_*	z_0	R^2
RPM	m/s	m/s	mm	-
900	5.47	0.23	$3.0 \cdot 10^{-2}$	0.98
1200	7.63	0.27	$5.6 \cdot 10^{-3}$	0.98
1500	9.82	0.34	$4.1 \cdot 10^{-3}$	0.98
1800	11.93	0.40	$2.5 \cdot 10^{-3}$	0.98
2100	14.11	0.48	$2.8 \cdot 10^{-3}$	0.98
2400	16.19	0.54	$2.4 \cdot 10^{-3}$	0.98
2700	18.29	0.61	$2.6 \cdot 10^{-3}$	0.98

4.4 Campioni di Fango (*Laboratory Samples*)

4.4.1 Campioni di Particelle

Attraverso la procedura di essiccazione del fango *tal quale* è stato ottenuto un solido ad alta coesione separato da crack profonde (Figura 4.29-a). I campioni di materiale particellare sono stati ottenuti dalla macinazione del fango essiccato (Figura 4.29-b) e successivamente umidificati fino ai diversi livelli voluti di umidità (Figura 4.29-c, in riferimento a campione con umidità del 24 %).

In Tabella 4.10 viene descritta la distribuzione dimensionale degli aggregati al variare dell'umidità dei campioni prodotti: all'aumentare dell'umidità è aumentato il numero di aggregati di grandi dimensioni (come evidenziato nella Figura 4.29-c, in riferimento al campione con umidità del 24 %). In tabella non vengono riportati risultati relativi al campione con umidità pari al 32 %, in quanto il raggiungimento di tale livello ha coinciso con il superamento del limite plastico del materiale.

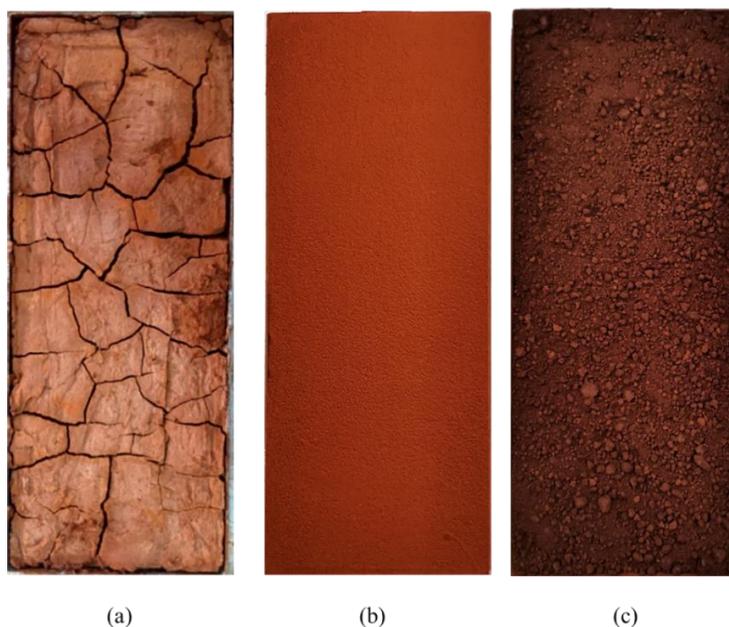


Figura 4.29. Fango ad alta coesione ottenuto a seguito dell'essiccazione (a), campione di particelle asciutto, ottenuto dalla macinazione del fango essiccato (b) e campione di particelle al 24 % di umidità (c)

Tabella 4.10. Risultati dell'analisi granulometrica condotta secondo la procedura U.S.EPA (U.S.EPA, 2006)

Umidità campioni (%)	Trattenuto - Apertura vagli (mm)				Moda mm
	$4 < d < 2$	$2 < d < 1$	$1 < d < 0.5$	$0.5 < d < 0.25$	
0	2 %	9 %	40 %	48 %	0.375
2	3 %	8 %	43 %	44 %	0.375
8	5 %	18 %	62 %	15 %	0.750
16	30 %	48 %	15 %	7 %	1.500
24	35 %	50 %	10 %	5 %	1.500

4.4.2 Campioni di Crosta

Nella Figura 4.30 sono rappresentati tre esempi dei diversi tipi di campioni di crosta prodotti in laboratorio. Al termine della fase di essiccazione naturale dei campioni sono state ottenute superfici di crosta integre (Figura 4.30-a) e superfici di crosta con sistemi di fratture superficiali complessi (Figura 4.30-b). Sono stati prodotti inoltre due campioni di crosta disturbati, incidendo manualmente una frattura (lunga 20 cm, larga 1 cm e profonda 1 cm) su superfici di crosta integra (Figura 4.30-c).

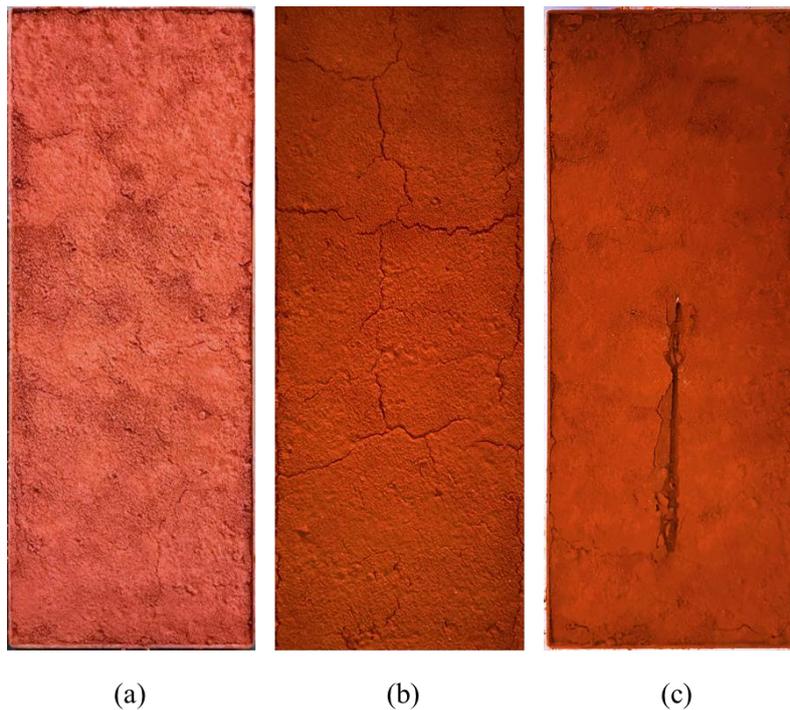


Figura 4.30. Campioni di fango rosso preparati nei laboratori del DICAAR: campione di crosta integra (a), campione di crosta con sistema di fratturazione superficiale (b), campione di crosta con *crack* incisa manualmente (c)

4.5 Concentrazioni di PM

4.5.1 Profili Verticali di Concentrazione

Le concentrazioni di fondo in galleria sono risultate indipendenti dalla velocità di prova e dall'altezza del punto di misura, come evidenziato in Figura 4.31.

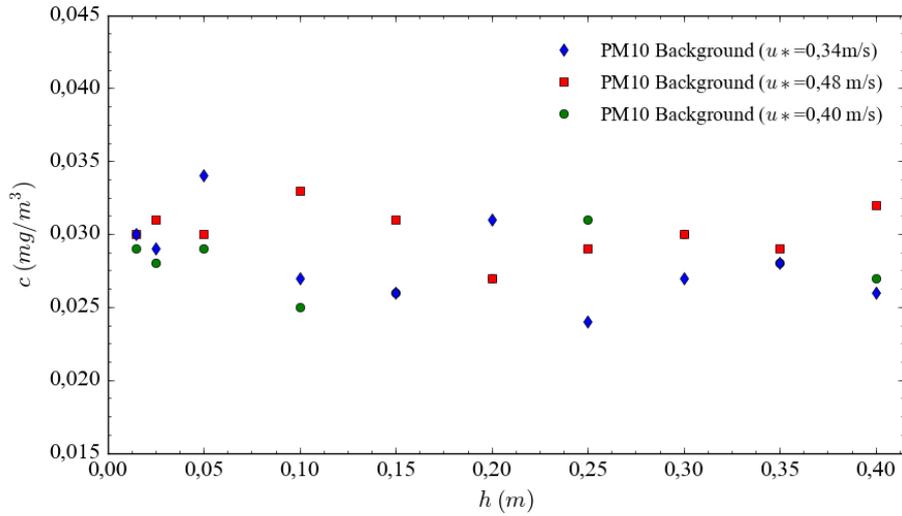


Figura 4.31. Valori di fondo misurati al variare dell'altezza dei punti di misura e della velocità d'attrito u_*

I profili di concentrazione misurati nel corso delle prove sui campioni di fango (riportati in forma completa in Appendice A) hanno evidenziato la dipendenza delle concentrazioni misurate dalla velocità d'attrito e dalla vicinanza del punto di misura al pavimento della galleria. Tali risultati sono riportati nelle Tabelle 4.11 – 4.13 in riferimento a tre casi di studio caratteristici: campioni di particelle con umidità dello 0 %, campioni di crosta disturbati (crosta con crack) e campioni di crosta indisturbati.

Tabella 4.11. Profili di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (particelle, 0 %)

h m	Concentrazione PM10 (mg m^{-3})					
	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.03	1.77	9.73	15.32	17.60	23.13
0.05	0.02	0.51	3.06	10.01	10.87	18.19
0.10	0.01	0.17	1.17	1.80	4.12	11.15
0.15	0.00	0.00	0.05	0.36	0.95	5.81
0.20	0.00	0.00	0.01	0.10	0.29	0.82
0.25	0.02	0.00	0.03	0.23	0.43	0.99
0.30	0.02	0.00	0.07	0.30	0.51	1.39
0.35	0.01	0.01	0.10	0.31	0.54	1.34
0.40	0.01	0.02	0.07	0.30	0.50	1.24

Tabella 4.12. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (crosta con crack)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.00	0.13	0.33	3.37	3.98	9.81
0.05	0.00	0.01	0.11	0.20	0.22	0.86
0.10	0.00	0.00	0.01	0.00	0.02	0.25
0.15	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02
0.20	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.04
0.25	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.06
0.30	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.07
0.35	0.00	0.00	0.01	0.01	0.04	0.08
0.40	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.08

Tabella 4.13. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (crosta integra)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02
0.05	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02	0.00
0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

4.5.2 Profili di Concentrazione con Alimentazione di Particelle Saltatrici

Nel corso degli studi sulla saltazione, i valori di fondo della concentrazione sono aumentati all'avvicinarsi dei punti di misura al pavimento e all'aumentare della velocità del vento in galleria. I profili medi di concentrazione a valle dei campioni di crosta sottoposti all'impatto delle particelle saltatrici, ottenuti a seguito della sottrazione dei valori di fondo, sono rappresentati nella Tabella 4.14. In tabella, si evidenzia l'aumento dei valori di concentrazione misurati lungo tutto il profilo di misura all'aumentare delle velocità d'attrito e all'avvicinarsi dei punti di misura al fondo della galleria.

Tabella 4.14. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (saltazione su campione di crosta integra)

h m	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	0.01	1.76	0.15	0.63	4.20
0.05	0.01	1.07	1.52	1.11	2.96	3.27
0.10	0.00	0.04	0.53	0.60	1.26	1.47
0.15	0.00	0.00	0.56	0.27	0.00	0.79
0.20	0.00	0.00	0.10	0.28	0.05	0.75
0.25	0.00	0.00	0.03	0.09	0.00	0.60
0.30	0.00	0.00	0.08	0.19	0.00	0.37
0.35	0.00	0.00	0.02	0.06	0.00	0.34
0.40	0.00	0.00	0.06	0.06	0.04	0.20

4.5.3 Andamento delle Concentrazioni nel Tempo

I risultati delle misure di concentrazione di lunga durata sono riportati nelle Figure 4.32 – 4.34, dove in rosso sono rappresentati i valori di concentrazione di PM10 e in blu le velocità d'attrito del vento. Le figure evidenziano la presenza di picchi della concentrazione, misurati in corrispondenza degli aumenti della velocità d'attrito del vento. L'intensità dei picchi e i livelli di concentrazione misurati a valle degli stessi sono aumentati all'aumentare della velocità d'attrito del vento.

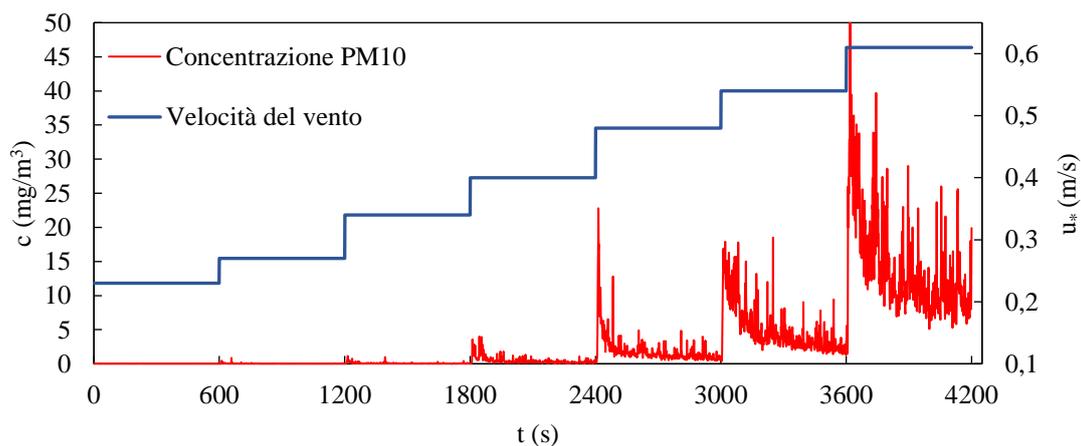


Figura 4.32. Andamento delle concentrazioni di PM10 nel tempo (campione di particelle, 0 %)

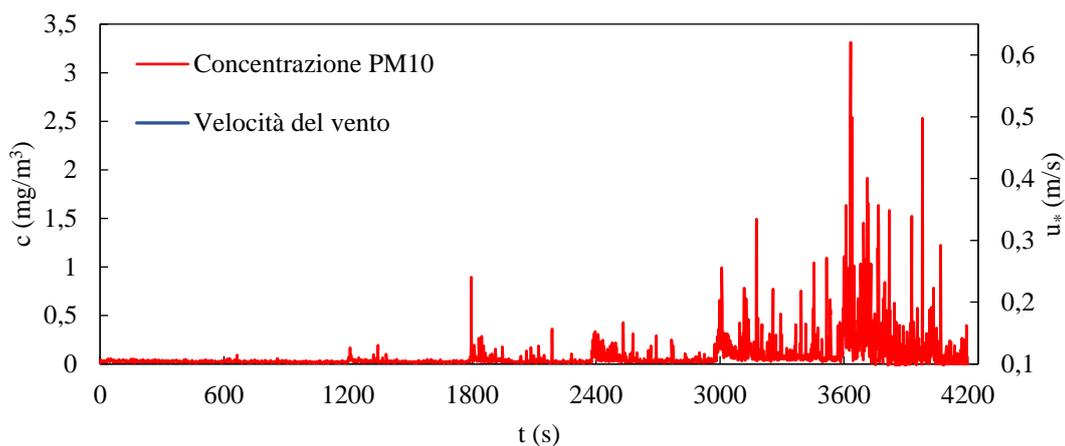


Figura 4.33. Andamento delle concentrazioni di PM10 nel tempo (campione di crosta disturbata)

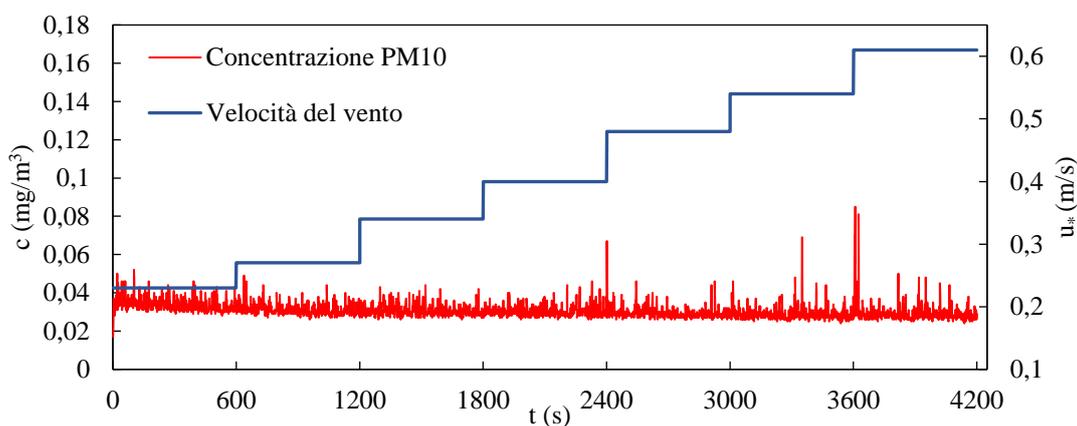


Figura 4.34. Andamento delle concentrazioni di PM10 nel tempo (campione di crosta integra)

4.6 Emissioni di PM

4.6.1 Emissioni da Superfici di Particelle

I risultati determinati nel corso delle prove sui campioni di particelle sono riportati in Tabella 4.15 (emissioni di PM10) e in Tabella 4.16 (emissioni di PM 2.5). Il rapporto fra le emissioni di PM2.5 e le emissioni di PM10 è riportato in Tabella 4.17 e nella Figura 4.35. La dipendenza delle emissioni di PM10 e PM2.5 dalle due variabili in studio (velocità d'attrito del vento e umidità dei campioni) è risultata sovrapponibile. Di conseguenza, nei paragrafi seguenti l'effetto delle due variabili viene analizzato in

riferimento alle emissioni di PM10; l'andamento delle emissioni del PM2.5 in funzione di velocità del vento e umidità è illustrato rispettivamente in Appendice B e Appendice C.

Tabella 4.15. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito del vento u_* e dell'umidità dei campioni

u_*	0%	2%	8%	16%	24 %
ms^{-1}	$mg\ m^{-2}s^{-1}$				
0.23	0.08	0.02	0.01	0.00	0.00
0.27	1.10	0.58	0.06	0.08	0.05
0.34	8.26	2.89	1.25	1.05	0.33
0.40	21.17	10.14	5.90	3.62	0.49
0.48	32.47	29.93	19.76	9.66	5.83
0.54	72.63	65.22	30.95	28.72	10.70

Tabella 4.16. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito del vento u_* e dell'umidità dei campioni

u_*	0%	2%	8%	16%	24 %
ms^{-1}	$mg\ m^{-2}s^{-1}$				
0.23	0.05	0.01	0.01	0.00	0.00
0.27	0.85	0.48	0.05	0.03	0.04
0.34	6.57	2.79	1.22	0.54	0.20
0.40	17.77	9.01	5.81	2.16	0.32
0.48	28.79	27.49	19.37	6.23	4.38
0.54	65.14	60.62	30.24	21.91	9.22

Tabella 4.17. Rapporto fra le emissioni di PM2.5 e di PM10 al variare della velocità d'attrito del vento u_* e dell'umidità dei campioni

u_*	0%	2%	8%	16%	24 %
ms^{-1}	%	%	%	%	%
0.23	62	62	78	-	-
0.27	77	83	83	44	75
0.34	80	97	98	51	61
0.40	84	89	98	60	65
0.48	89	92	98	64	75
0.54	90	93	98	76	86

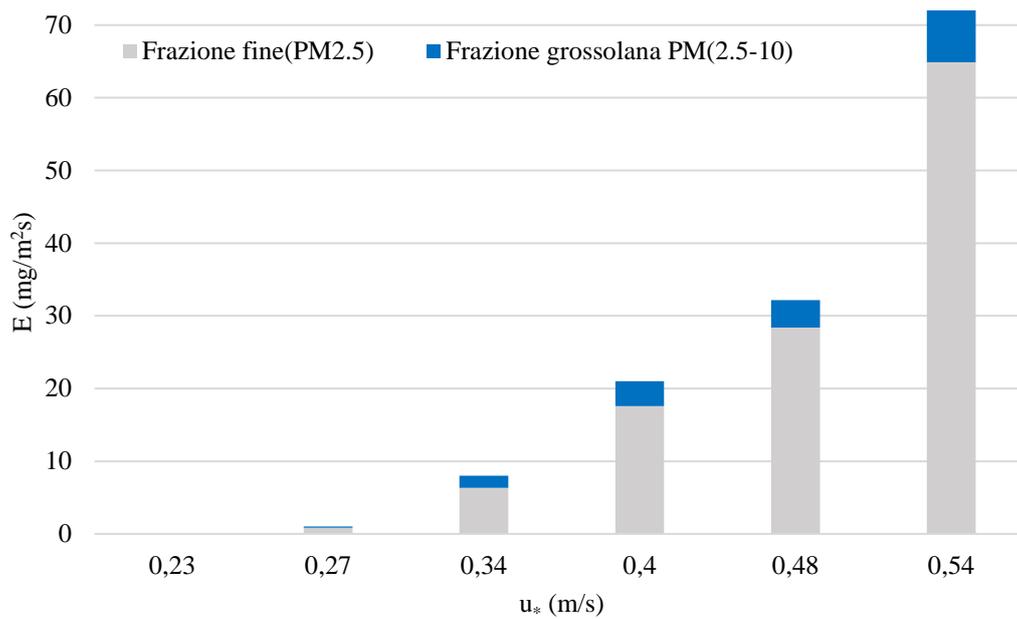


Figura 4.35. Emissioni di PM10 e PM2.5 da campione di materiale granulare asciutto al variare di u_*

4.6.1.1 Effetto della Velocità d'Attrito del Vento

Le emissioni di PM10 sono aumentate all'aumentare della velocità d'attrito del vento con un andamento descritto in maniera affidabile da una legge di tipo potenziale ($E = a \times u_*^b$). I risultati del fitting della legge di potenza sui dati sperimentali sono riportati nella Tabella 4.18 e nelle Figure 4.36 - 4.40.

Tabella 4.18. Parametri del fitting della legge di potenza ($E = a \times u_*^b$) sui dati di emissione sperimentali

Campione	a	b	R ²
0 %	1595	5.1	0.98
2 %	3516	6.5	0.99
8 %	756	5.1	0.99
16 %	5290	8.5	0.99
24 %	659	6.6	0.98

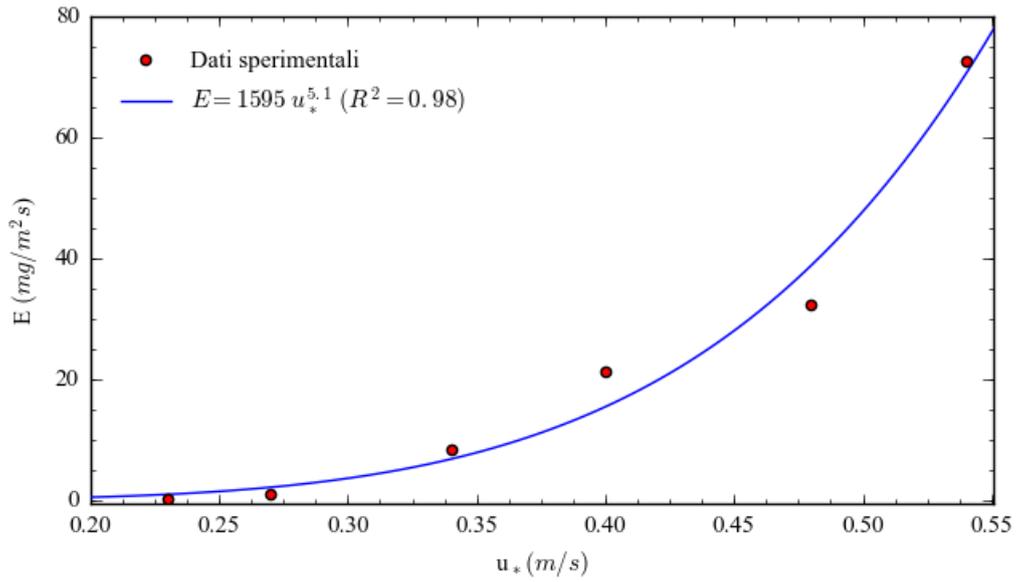


Figura 4.36. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di potenza per il campione di particelle con umidità pari allo 0 %

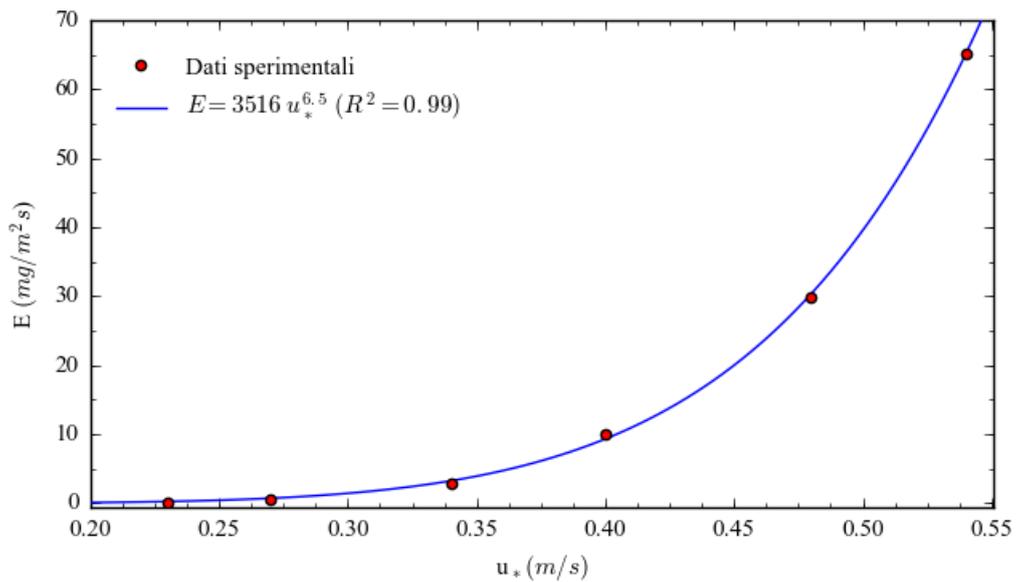


Figura 4.37. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di Potenza per il campione di particelle con umidità pari al 2%

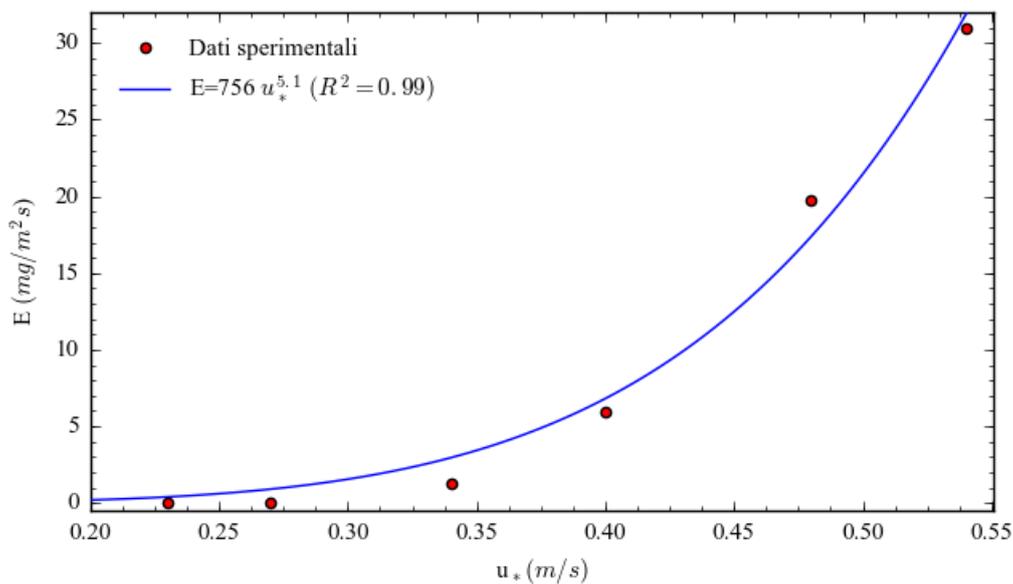


Figura 4.38. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di Potenza per il campione di particelle con umidità pari all'8 %

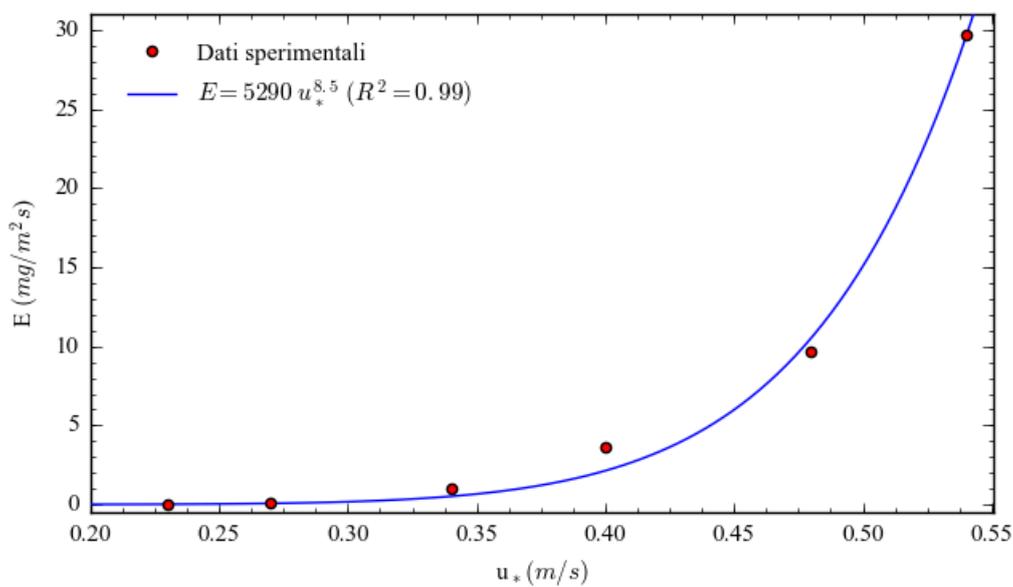


Figura 4.39. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della Legge di Potenza per il campione di particelle con umidità pari al 16 %

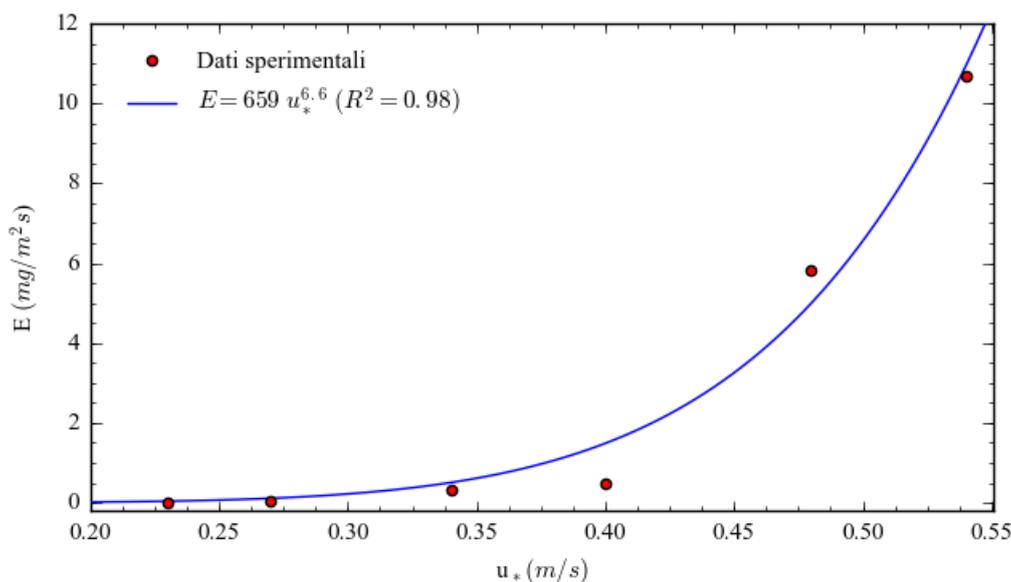


Figura 4.40. Emissioni di PM10 al variare della velocità d’attrito: dati misurati e fitting della Legge di Potenza per il campione di particelle con umidità pari al 24 %

4.6.1.2 Effetto dell’Umidità dei Campioni

L’aumento dell’umidità dei campioni ha comportato un abbattimento delle emissioni di PM10. La dipendenza delle emissioni dall’umidità è stata analizzata eseguendo il *best fitting* dei valori di emissione determinati al variare dell’umidità dei campioni, fissando la velocità d’attrito del vento.

Il risultato del fitting è rappresentato in Tabella 4.19 e nelle Figure 4.41 – 4.45 per le diverse velocità d’attrito del vento investigate. Si è evidenziata la sussistenza di una relazione di tipo esponenziale ($E = a \cdot b^w$, con $0 < b < 1$) fra le emissioni di PM10 e l’umidità dei campioni.

Tabella 4.19. Risultati del fitting della legge esponenziale ($E = a \cdot b^w$) per le diverse velocità d’attrito investigate

u*(m/s)	a	b	R ²
0.27	1.1	0.72	0.99
0.34	8.2	0.62	0.94
0.40	19.2	0.84	0.91
0.48	33.4	0.93	0.99
0.54	72.6	0.93	0.95

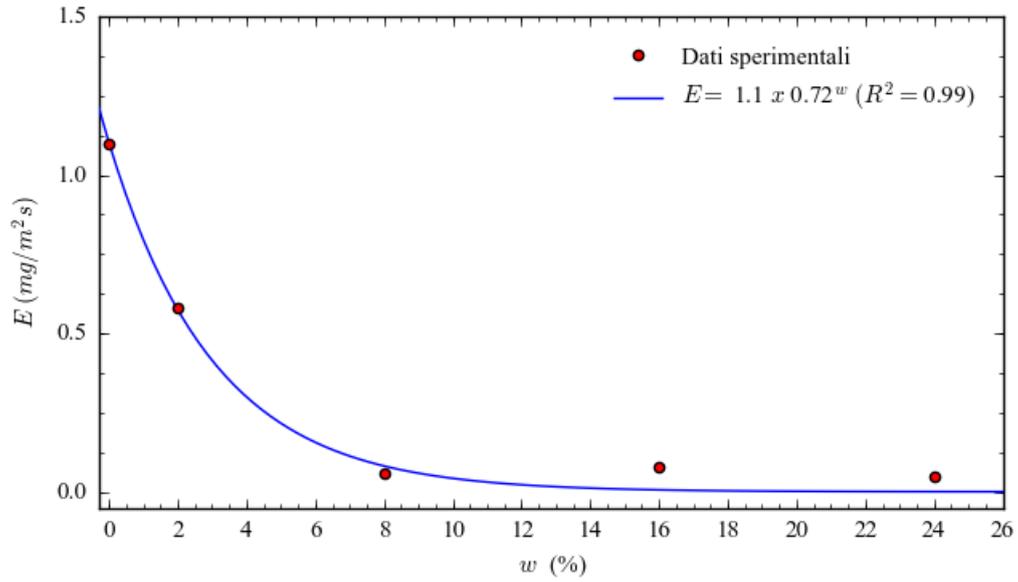


Figura 4.41. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.27 m/s

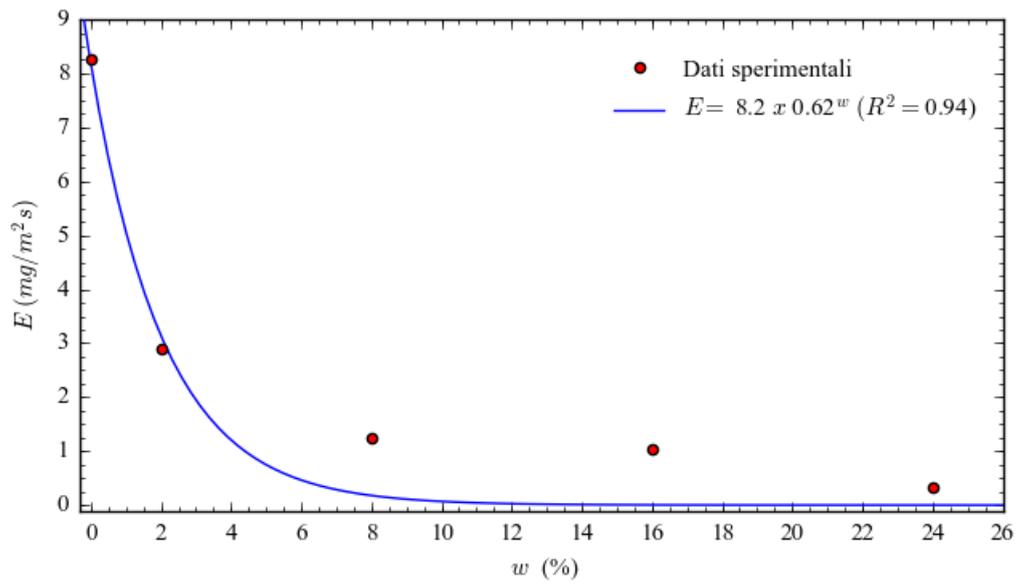


Figura 4.42. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.34 m/s

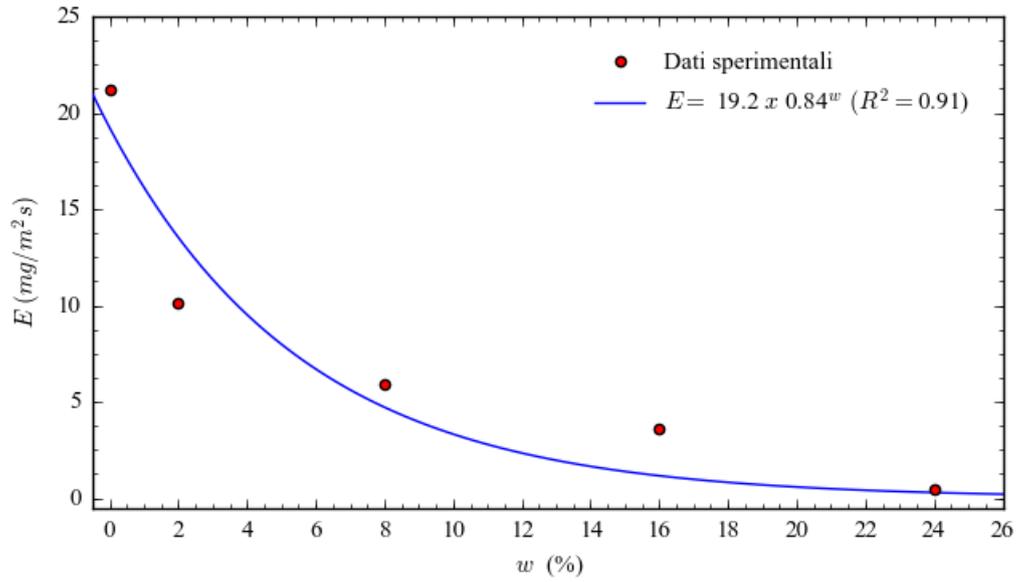


Figura 4.43. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.40 m/s

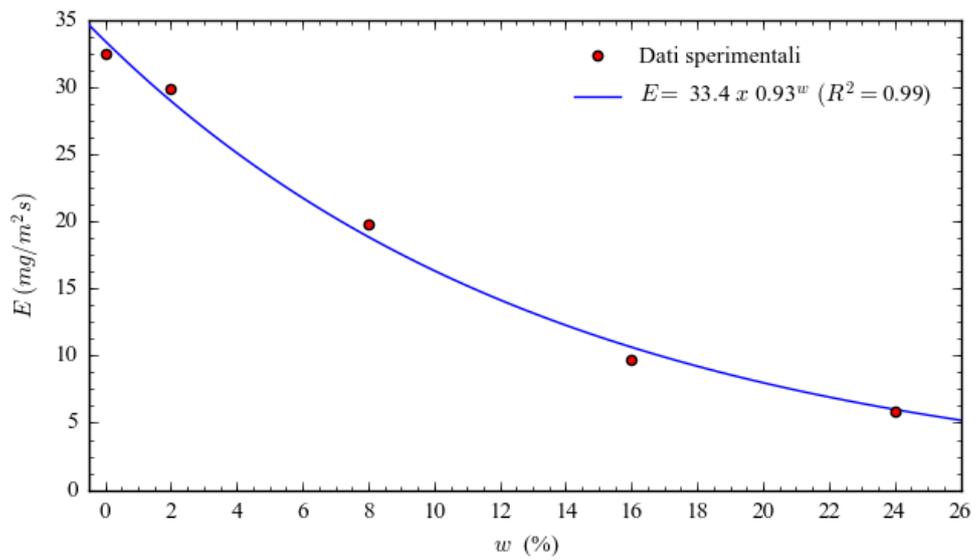


Figura 4.44. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.48 m/s

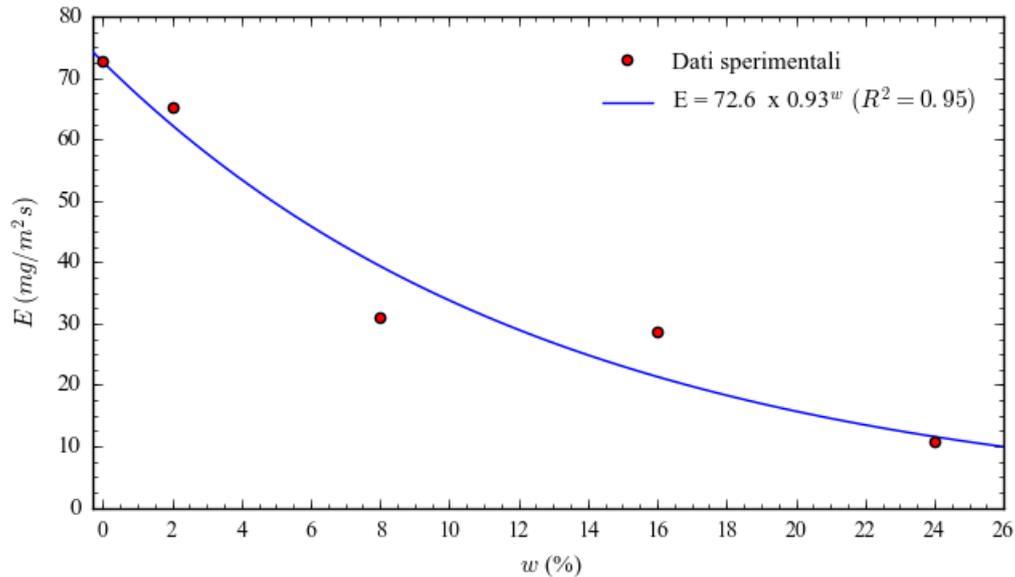


Figura 4.45. Emissioni di PM10 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.54 m/s

4.6.1.3 Definizione del Fattore di Emissione

È stato definito un Fattore di Emissione del PM in funzione dell'umidità superficiale del fango e della velocità d'attrito:

$$E = a u_*^b c^w, \quad (37)$$

in cui:

E = Emissioni di PM [$\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$];

u_* = Velocità d'attrito del vento [m s^{-1}];

w = Umidità superficiale del fango [%];

a, b e c = parametri sito-specifici

Attraverso il fitting dell'equazione (37) sui valori di emissione determinati nel corso della sperimentazione è stato ricavato il valore dei parametri sito-specifici caratteristici del caso di studio, per le due frazioni dimensionali del PM. I fattori di emissione sito-specifici di PM10 e PM2.5 sono espressi rispettivamente nelle equazioni (38) e (39).

$$E = 2417 u_*^{5.7} 0.93^w \quad (38)$$

$$E = 2392 u_*^{5.8} 0.92^w \quad (39)$$

4.6.2 Emissioni da Superfici di Crosta

I valori di emissione determinati nel corso delle prove effettuate sui campioni di croste sono riportati nella Tabella 4.20 (emissioni di PM10) e nella Tabella 4.21 (emissioni di PM2.5). Il rapporto fra le emissioni di PM2.5 e le emissioni di PM10 è riportato nella Tabella 4.22 e nella Figura 4.46. Nei paragrafi seguenti, la dipendenza delle emissioni di PM dalle variabili influenti verrà descritta in riferimento alla frazione PM10.

Tabella 4.20. Emissioni di PM10 al variare della velocità d'attrito u_* per i diversi campioni di crosta

u_*	Croste indisturbate (CI)	Croste con crack	CI + saltazione
ms^{-1}	$\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$	$\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$	$\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$
0.23	0.00	0.00	0.00
0.27	0.00	0.30	0.55
0.34	0.00	1.21	2.69
0.40	0.00	11.94	3.10
0.48	0.04	16.14	4.85
0.54	0.15	50.86	13.86

Tabella 4.21. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito u_* per i diversi campioni di crosta

u_*	Croste indisturbate (CI)	Croste con crack	CI + saltazione
ms^{-1}	$\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$	$\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$	$\text{mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$
0.23	0.00	0.00	0.00
0.27	0.00	0.16	0.22
0.34	0.00	0.78	0.57
0.40	0.00	7.44	0.68
0.48	0.01	8.66	1.09
0.54	0.07	29.63	1.93

Tabella 4.22. Rapporto fra le emissioni di PM2.5 e di PM10 al variare della velocità d'attrito del vento u_* per i diversi campioni di crosta in studio

u_*	Croste indisturbate (CI)	Croste con crack	CI + saltazione
ms^{-1}	%	%	%
0.23	-	-	-
0.27	-	53	44
0.34	-	64	22
0.40	-	62	22
0.48	32	54	22
0.54	47	58	14

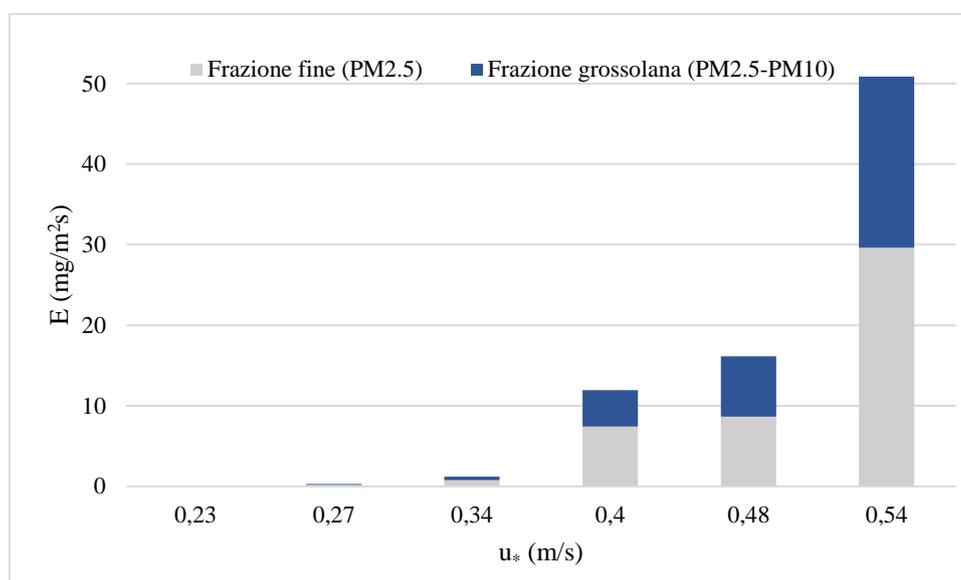


Figura 4.46. Emissioni di PM10 e PM2.5 dai campioni di crosta disturbata al variare di u_*

4.6.2.1 Croste indisturbate

Nel caso dei campioni di crosta indisturbati sono state determinate emissioni nulle o poco significative, non sono state definite quindi leggi di dipendenza delle emissioni dalla velocità d'attrito del vento e dal grado di fessurazione dei campioni.

4.6.2.1.1 Effetto della Saltazione

Alimentando un flusso di particelle saltatrici sulle superfici di crosta indisturbate, i valori di emissione sono aumentati all'aumentare della velocità d'attrito del vento (Figura 4.47) e sono stati descritti con buona affidabilità dalla legge di potenza $E = a x u_*^b$.

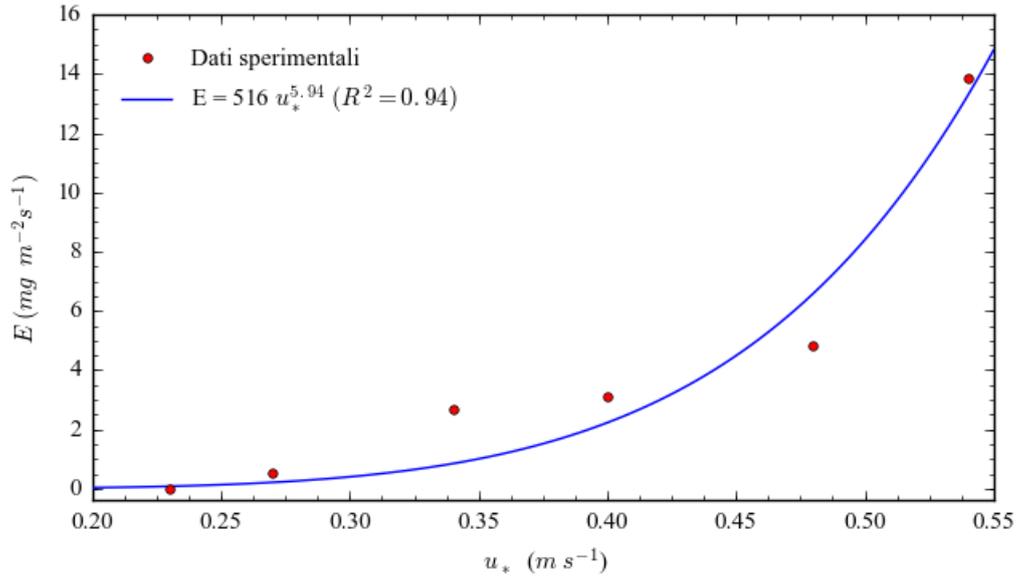


Figura 4.47. Emissioni di PM10 dai campioni di crosta indisturbati sottoposti all’impatto delle particelle saltatrici

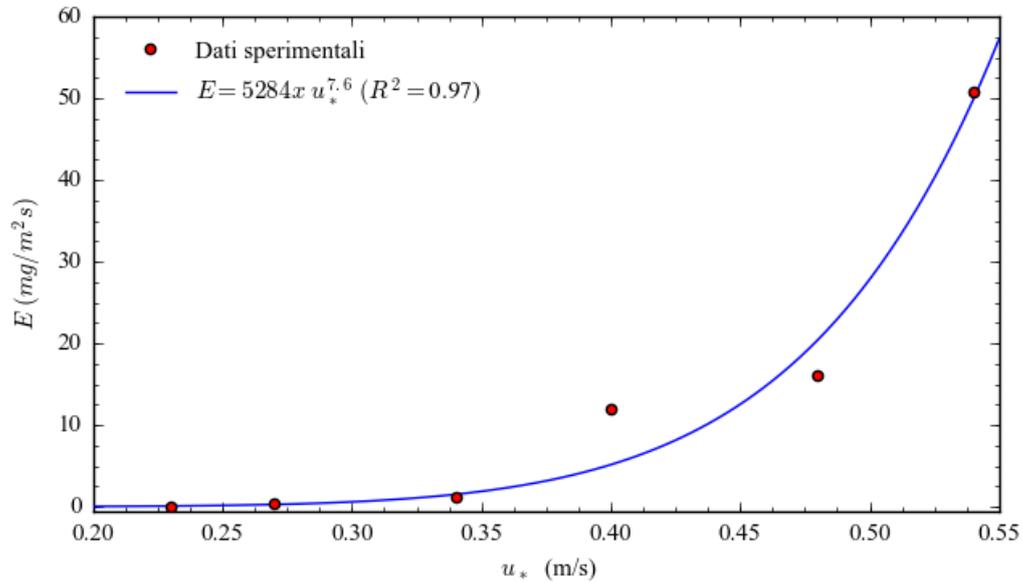


Figura 4.48. Emissione di PM10 dalle superfici di crosta con crack incisa manualmente

4.6.2.2 Croste disturbate

L’incisione di una crack profonda sulle superfici di crosta ha determinato un notevole aumento delle emissioni di particolato. Il risultato delle misure condotte sui campioni di

crosta disturbati è rappresentato in Figura 4.48, la dipendenza delle emissioni dalla velocità d'attrito è stata descritta in maniera affidabile dalla legge di potenza $E = a x u^{*b}$.

5 Discussione

Il presente capitolo discute i risultati del lavoro sperimentale (paragrafo 5.1), le implicazioni dei risultati ottenuti (paragrafo 5.2), i limiti della sperimentazione (paragrafo 5.3) e gli sviluppi futuri della ricerca (paragrafo 5.4).

5.1 Risultati Sperimentali

5.1.1 Campi di Velocità del Vento e di Intensità di Turbolenza

5.1.1.1 Campi di Velocità del Vento

I profili di velocità del vento sono risultati influenzati dalla vicinanza dalle pareti della galleria e dalla velocità di rotazione del ventilatore, come evidenziato rispettivamente nella Figura 5.1 e nella Figura 5.2.

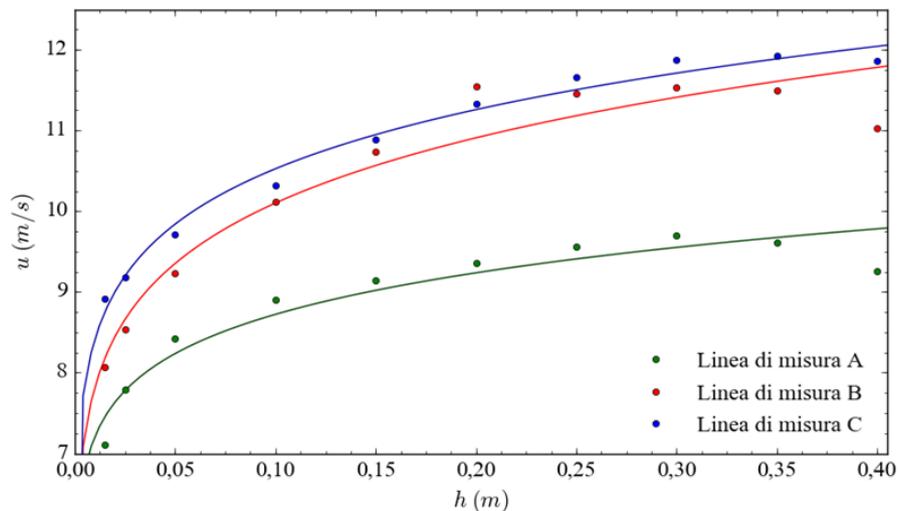


Figura 5.1. Profili verticali di velocità del vento misurati lungo le linee di misura A, B e C; configurazione completa della galleria

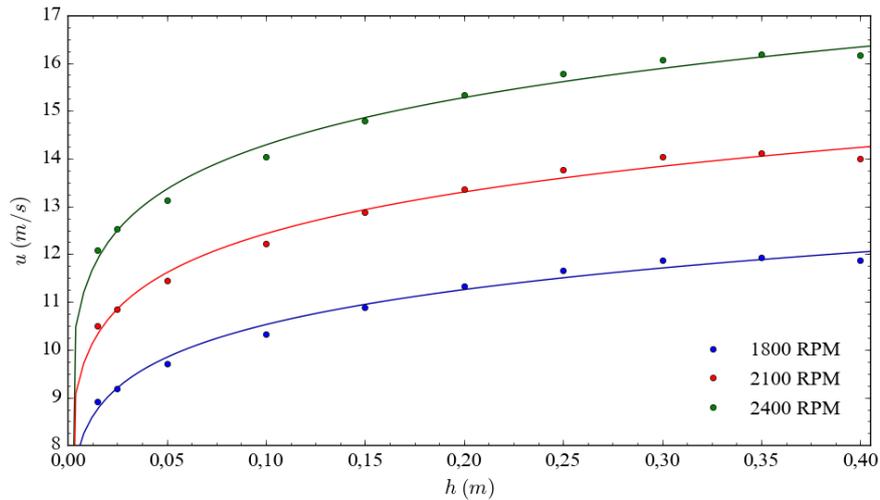
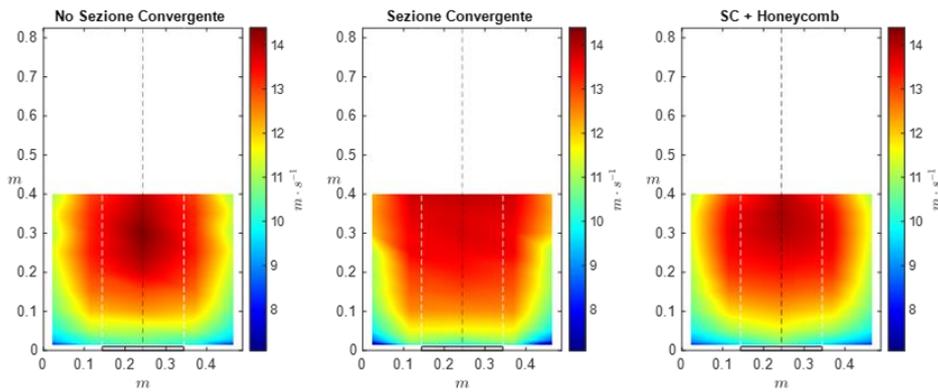


Figura 5.2. Profili verticali di velocità del vento misurati al variare della velocità di rotazione del ventilatore; configurazione completa della galleria

In particolare, le velocità sono aumentate all'aumentare della velocità di rotazione e all'allontanarsi del punto di misura dalle pareti, sia verticalmente (velocità maggiori all'aumentare della distanza del punto di misura dal pavimento della galleria) sia lateralmente (velocità maggiori passando dalla linea di misura A alla linea di misura C).

L'analisi dei campi di velocità del vento ha evidenziato il miglioramento dell'uniformità trasversale delle velocità ottenuta al passaggio fra le diverse configurazioni studiate, come evidenziato in Figura 5.3-a. Il miglioramento si è reso particolarmente evidente al passaggio dalla configurazione 1 (galleria senza sezione convergente) alla configurazione 2 (galleria con sezione convergente). La sezione convergente ha indotto un allargamento della sezione in cui la velocità è risultata indisturbata (o poco disturbata) dalle pareti laterali e una generale omogeneizzazione del campo di velocità.

CAMPI DI VELOCITÀ DEL VENTO (a)



CAMPI DI INTENSITÀ DI TURBOLENZA (b)

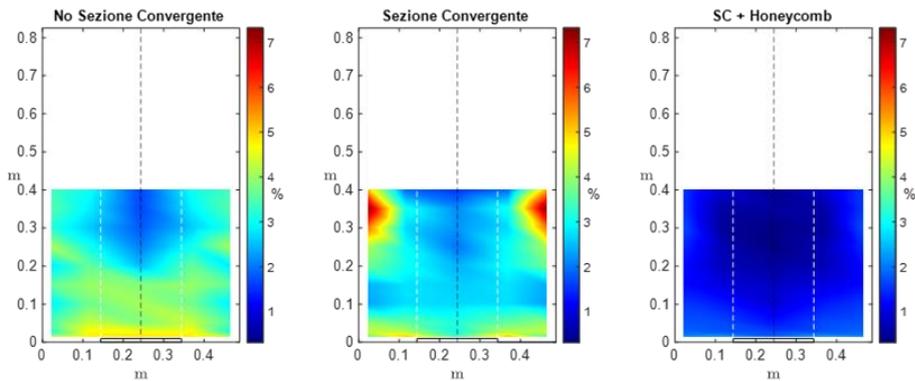


Figura 5.3. Campo di velocità del vento (a) e di intensità di turbolenza (b) per velocità di 2100 RPM

5.1.1.2 Campi di Intensità di Turbolenza

I livelli di intensità di turbolenza sono aumentati al diminuire della velocità di rotazione del ventilatore e all'avvicinarsi dei punti di misura alle pareti della galleria. L'analisi dei campi di intensità di turbolenza generati ha evidenziato la presenza di vortici turbolenti indotti dall'attrito dell'aria sulle pareti. È importante precisare che gli effetti generati dalle pareti laterali sono da considerare un effetto di disturbo; al contrario, la stratificazione verticale dei livelli di intensità, generata dalla presenza delle *spires* e della carta vetrata sul pavimento della galleria, è necessaria al fine di perseguire il completo sviluppo dello SLA.

Al passaggio dalla configurazione iniziale a quella completa si è evidenziata una progressiva riduzione dell'intensità di turbolenza all'interno della sezione di controllo, rappresentata con le linee bianche tratteggiate in Figura 5.3-b. In particolare, la griglia di

raddrizzamento del flusso (*honeycomb*) ha ridotto gli effetti di disturbo generati dall'attrito dell'aria sulle pareti laterali della galleria.

5.1.1.3 Validazione dello SLA

Il profilo di SLA generato in galleria è stato indagato eseguendo il fitting della Legge di potenza del profilo di velocità, espressa dall'equazione (29), sui dati di velocità misurati (R^2 compreso fra 0.95 e 0.99). I valori dei parametri caratteristici della Legge ottenuti mediante il fitting sono stati confrontati con i parametri di progetto, definiti in fase di messa a punto della galleria sulla base delle indagini condotte in sito. I risultati ottenuti hanno evidenziato la capacità della galleria DICAAR nel riprodurre lo SLA di progetto: i parametri caratteristici determinati attraverso il fitting ($0.09 \leq \alpha \leq 0.014$; $0.32 \leq \delta \leq 0.42$) sono risultati consistenti con i parametri di progetto ($\alpha = 0.10$, $\delta = 0.40$ m).

I valori di picco del coefficiente d'attrito α sono stati determinati per le prove condotte a minori velocità di rotazione del ventilatore (900 RPM). Questo risultato è coerente con il fatto che l'intensità di turbolenza sulle pareti è risultata massima per velocità di rotazione ridotte. Lo spessore dello strato limite δ è aumentato al passaggio dalla configurazione iniziale alla configurazione completa, a dimostrazione dell'effetto positivo delle successive integrazioni al *design* della galleria sulla generazione dello SLA di progetto. Nello specifico, la configurazione completa della galleria ha garantito la migliore sovrapposizione del valore dei parametri caratteristici sui valori di progetto ($\alpha = 0.10$, $\delta = 0.41$ m, $R^2 = 0.99$); per questo motivo è stata scelta come configurazione definitiva della galleria DICAAR e utilizzata per le fasi successive della ricerca.

5.1.2 Determinazione della Velocità d'Attrito

Le velocità d'attrito del vento u_* corrispondenti con i diversi regimi di funzionamento del ventilatore sono state ottenute eseguendo il fitting della Legge logaritmica del profilo di velocità (equazione (2)) sui dati di velocità misurati in galleria ($R^2 = 0.98$).

Sono stati determinati valori di velocità d'attrito compresi fra 0.23 e 0.61 m s⁻¹, legati positivamente con la velocità di rotazione del ventilatore. Il campo delle velocità d'attrito così definito corrisponde con quello indagato in diversi casi di studio correlabili, tra cui gli studi di Mckenna et al. (2009) e Preston et al. (2020), condotti su campioni di

tailings in galleria del vento. L'estremo inferiore del campo di indagine è coerente con le minori velocità di attrito limite ($0.20 \div 0.30 \text{ m s}^{-1}$) – associate alle particelle che vengono sollevate dalle superfici erodibili più facilmente – indicate negli schemi di Iversen e White (1982) e Shao e Lu (2000) (Figura 2.8).

Oltre ai valori di velocità d'attrito, sono stati determinati i valori del coefficiente di rugosità z_0 corrispondenti con i diversi profili ottenuti mediante il fitting. I valori più alti sono stati determinati in corrispondenza dei regimi di velocità inferiori, a causa dell'aumento dei livelli di turbolenza al suolo al diminuire della velocità del vento. Il valore medio del coefficiente z_0 ($7 \times 10^{-6} \text{ m}$) è caratteristico di superfici piane ed estese, in assenza di elementi di rugosità di grande scala. Tale valore è coerente con il coefficiente d'attrito α definito come valore di progetto nel corso della sperimentazione ($\alpha = 0.10$) secondo il legame esplicitato nell'equazione (27).

5.1.3 Campioni di Fango

5.1.3.1 Campioni di Particelle

I campioni di particelle sono stati prodotti mediante macinazione del fango rosso essiccato e successiva bagnatura, fino al raggiungimento dei diversi livelli voluti di umidità (0, 2, 8, 16, 24 e 32 %).

La struttura dei campioni (distribuzione dimensionale degli aggregati) è stata caratterizzata secondo la procedura definita da Chepil (1952). La moda della distribuzione dimensionale è stata correlata con la velocità d'attrito limite della superficie u_{*t}^* – velocità d'attrito del vento necessaria ad asportare notevoli quantità di materiale dalla superficie esposta (Gillette et al., 1980) – utilizzando la Tabella 5.1.

La moda della distribuzione dimensionale dei due campioni con livelli più bassi di umidità (0 e 2 %) è ricaduta nella classe inferiore indicata in Tabella 5.1, a cui è associato il valore inferiore della velocità di attrito limite ($u_{*t}^* = 0.43 \text{ m s}^{-1}$). Tale risultato, considerate anche le dimensioni finissime delle particelle elementari costituenti il fango rosso, testimonia la suscettibilità del materiale a essere sollevato dall'azione del vento e liberare polveri sottili in atmosfera.

All'aumentare dell'umidità dei campioni è aumentata via via la dimensione degli aggregati di particelle e, di conseguenza, la velocità d'attrito limite associata alla superficie (Tabella 5.1). L'aumento dello stato di aggregazione delle particelle è coerente con la dipendenza diretta delle forze di legame interparticellari dall'umidità dei materiali (Fécan et al., 1998)

Tabella 5.1. Procedura di determinazione della velocità d'attrito limite della superficie dalla distribuzione granulometrica

Apertura (mm)	Dimensione media (mm)	u^*_t (m/s)
4		
2	3	1.00
1	1.5	0.76
0.5	0.75	0.58
0.25	0.375	0.43

Il raggiungimento del livello di umidità del 32 % ha coinciso con il superamento del limite plastico del materiale e, di conseguenza, con il raggiungimento della Condizione OFF del modello di emissione (Dentoni et al., 2019a).

5.1.3.2 Campioni di Crosta

I campioni di crosta sono stati prodotti attraverso procedure di bagnatura e successiva essiccazione del fango. La formazione di crack sulla superficie delle croste è risultata influenzata positivamente dalla quantità d'acqua utilizzata durante la fase di bagnatura dei campioni. Indipendentemente dal livello di umidità iniziale, il processo di essiccazione si è arrestato in corrispondenza di un livello di umidità residua (misurata in stufa a 105 °C) compresa fra il 2 e il 3 %.

A causa della sostanziale assenza di emissioni determinate dai campioni di crosta prodotti (indipendentemente dal loro grado di fessurazione), è stata incisa manualmente una fessura profonda 1 cm sulla superficie di due campioni di crosta integra, al fine di valutare l'effetto delle fratture profonde sulle emissioni di PM.

5.1.4 Concentrazioni di PM

5.1.4.1 Profili Verticali di Concentrazione

I profili di concentrazione di PM misurati a valle dei campioni sono stati analizzati dopo essere stati depurati dal valore medio del fondo della concentrazione in galleria ($0.02 \div 0.04 \text{ mg m}^{-3}$). Il risultato della procedura di depurazione è rappresentato graficamente nella Figura 5.4, in cui l'area rossa rappresenta il fondo della concentrazione e l'area blu la concentrazione misurata a valle di un campione di particelle.

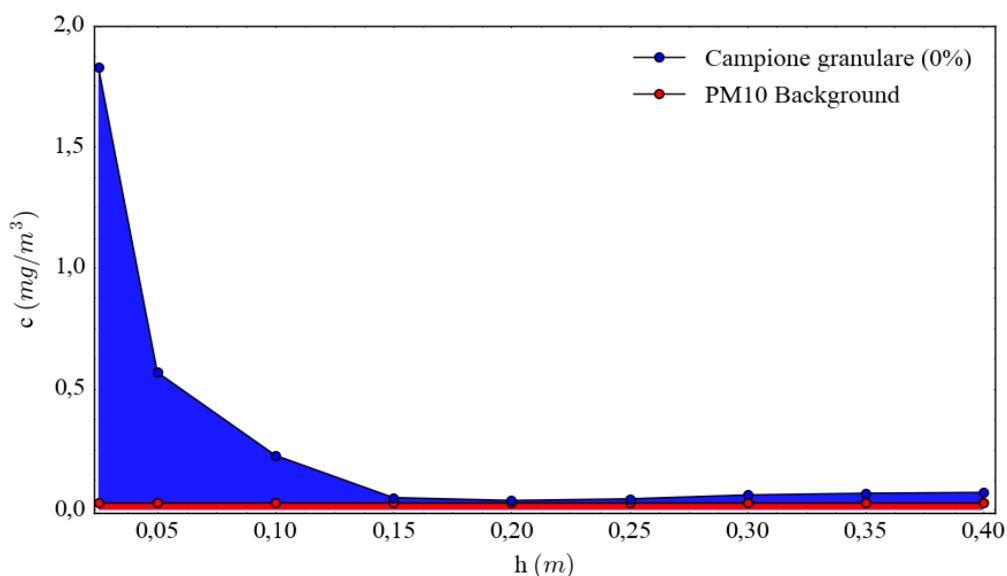


Figura 5.4. Depurazione dei valori di concentrazione misurati a valle del campione (in blu) dal valore del fondo della concentrazione (in rosso). Campione di fango granulare, umidità 0 %, velocità di attrito 0.27 m/s

Le concentrazioni di PM sono aumentate all'aumentare della velocità d'attrito lungo tutta la sezione verticale di misura e all'avvicinarsi dei punti di misura al pavimento della galleria, come evidenziato in Figura 5.5 e in Figura 5.6. L'andamento delle concentrazioni

lungo la verticale di misura è stato descritto in maniera affidabile da una legge di potenza del tipo $c = a x h^{-b}$, comunemente utilizzata nella letteratura scientifica per descrivere i profili di concentrazione di PM (Roney e White, 2006).

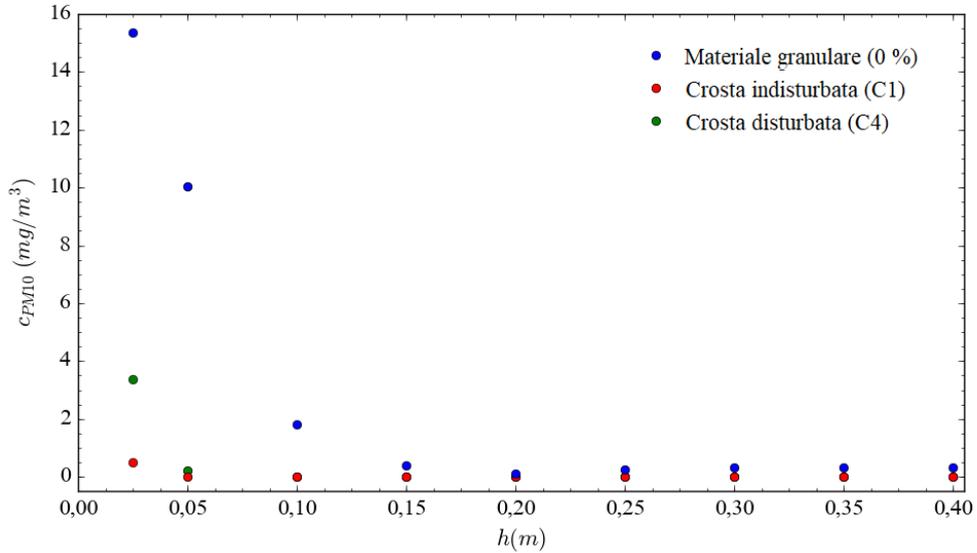


Figura 5.5. Profili di concentrazione di PM10 al variare della distanza del punto di misura dal pavimento della galleria per diversi campioni in studio (velocità d'attrito di 0.40 m/s)

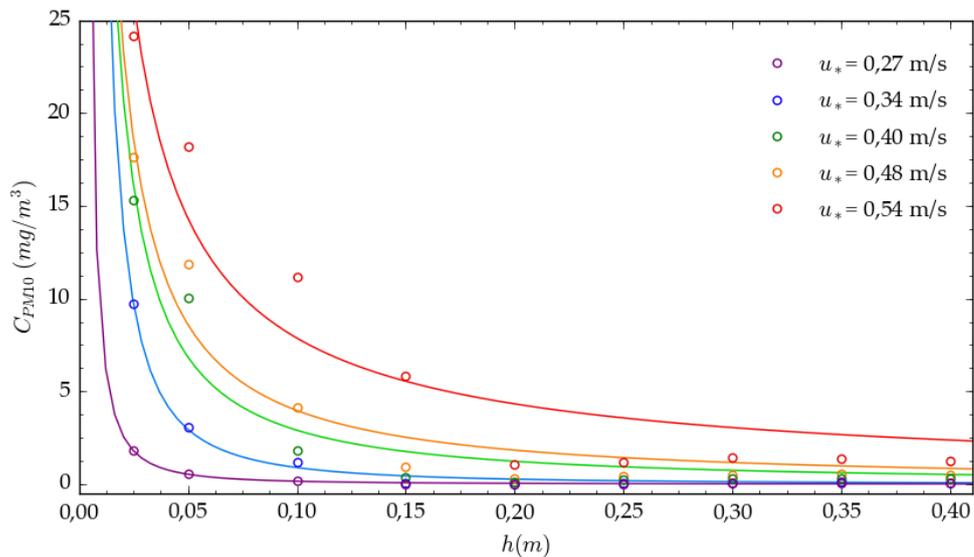


Figura 5.6. Profili di concentrazione di PM10 a valle del campione di particelle (0 %), per diverse velocità d'attrito del vento selezionate

I massimi valori di concentrazione sono stati misurati nel corso delle prove effettuate sui campioni di particelle, aumentando al diminuire dell'umidità dei campioni. Sono state misurate concentrazioni particolarmente elevate (fino a 23 mg m^{-3} di PM10 per velocità d'attrito di 0.54 m s^{-1}) in corrispondenza dei primi punti di misura della concentrazione, ubicati a pochi centimetri dal pavimento. Le velocità sono diminuite rapidamente lungo i primi 15-20 cm indagati, per poi tendere asintoticamente a zero.

Sono stati determinati elevati valori di concentrazione anche nel corso delle prove effettuate sui campioni di crosta disturbati (circa 10 mg m^{-3} di PM10 per velocità d'attrito di 0.54 m s^{-1}). Le emissioni erano dovute alla fessura incisa manualmente che ha esposto all'azione del vento il materiale granulare presente sotto lo strato di crosta superficiale. Superati i valori massimi, misurati nelle vicinanze del pavimento, sono state registrate concentrazioni tendenti a zero all'aumentare dell'altezza di misura, inferiori di circa un ordine di grandezza rispetto a quelle determinate negli studi sul campione particellare asciutto.

Negli studi sulle croste indisturbate, i valori di fondo delle concentrazioni non sono stati superati, se non per le misure condotte a velocità d'attrito particolarmente elevate in corrispondenza del punto di misura più vicino al pavimento, indagato nel corso dei primi secondi di misura. Tali superamenti erano legati all'asportazione di materiale fine depositato sulla superficie della crosta.

5.1.4.2 Profili di Concentrazione con Alimentazione di Particelle Saltatrici

Nel corso degli studi sulla saltazione, i valori di fondo delle concentrazioni di PM sono risultati dipendenti dalla vicinanza dei punti di misura dal pavimento della galleria. Di conseguenza, i valori di concentrazione misurati a valle dei campioni di crosta sono stati depurati, punto per punto, dai corrispondenti valori di fondo; il risultato della procedura è riportato in Figura 5.7.

Nel corso degli studi condotti alimentando il flusso di particelle saltatrici sulle superfici di crosta, le concentrazioni sono aumentate all'avvicinarsi dei punti di misura al pavimento della galleria (Figura 5.8); la dipendenza delle concentrazioni misurate dall'altezza dei punti di misura è stata descritta, anche in questo caso, attraverso una legge di potenza con esponente negativo ($c = a \times h^{-b}$).

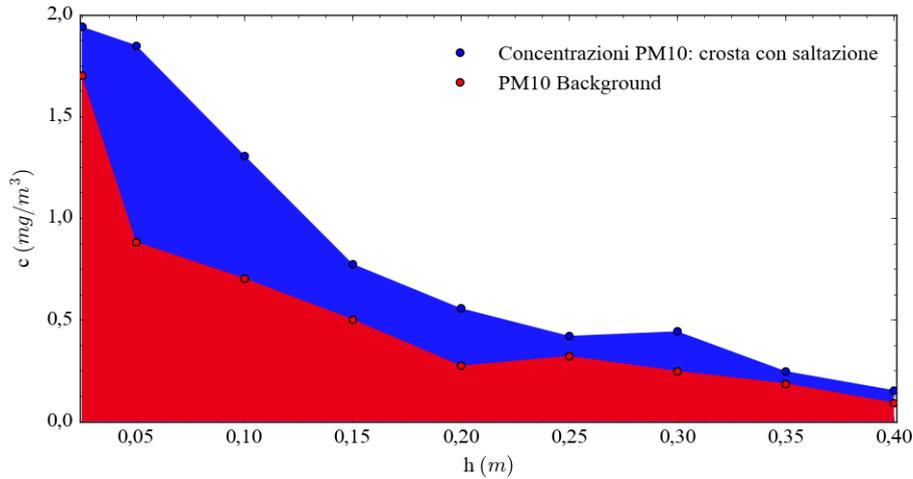


Figura 5.7. Depurazione dei valori di concentrazione misurati dai corrispondenti valori di fondo (campione di crosta, velocità di attrito 0.40 m/s)

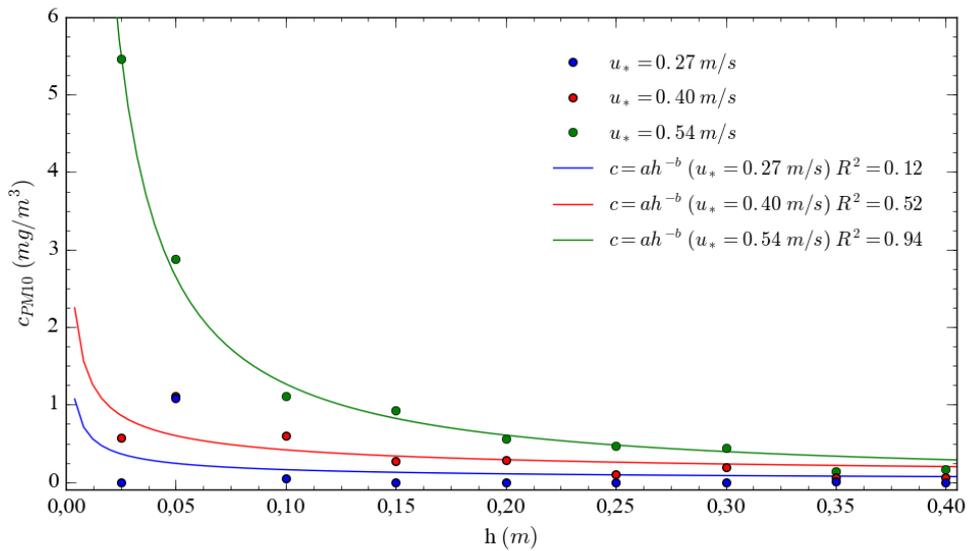


Figura 5.8. Profili di concentrazione di PM10 da superficie di crosta sottoposta a saltazione

Per alcune delle velocità d'attrito indagate si è evidenziata un'inversione di tendenza nel profilo di concentrazione, in corrispondenza del punto di misura più vicino al pavimento ($h = 2.5$ cm). I dati anomali registrati in prossimità del pavimento sono dovuti alle procedure di misure adottate. Infatti, la misura del profilo ha avuto inizio dal punto più vicino al pavimento, che veniva indagato nel corso dei primi 15 secondi di misura; è probabile che in tale arco di tempo le particelle saltatrici non avessero avuto modo di

percorrere tutta la sezione di lavoro della galleria e impattare sulla superficie di crosta e che, quindi, la misura non sia da considerare significativa.

5.1.4.3 Andamento delle Concentrazioni nel Tempo

I risultati delle misure di lunga durata, riportati in Figura 5.9, hanno permesso di effettuare un'analisi qualitativa sulla durata del fenomeno. Tali risultati non sono stati utilizzati per il calcolo delle emissioni in quanto il tubo di campionamento dell'aria è stato lasciato in una postazione fissa ($h = 2.5$ cm), non è stato quindi possibile integrare i valori di concentrazione lungo tutta l'altezza della sezione di controllo.

Nel corso della prova sul campione di particelle sono stati registrati dei picchi aventi durate comprese fra i 20 e i 30 secondi in corrispondenza di ogni incremento della velocità. I picchi, la cui intensità è aumentata all'aumentare della velocità del vento, erano seguiti da una graduale diminuzione delle concentrazioni misurate. A partire da velocità di attrito superiori a 0.27 m s⁻¹, le concentrazioni misurate dopo il picco sono rimaste al di sopra dei valori di fondo per tutta la durata della misura.

Anche nel corso della prova effettuata sul campione di crosta disturbato l'andamento dei valori di concentrazione misurati è stato caratterizzato da picchi seguiti da graduali diminuzioni. In seguito ai picchi, le concentrazioni sono rimaste al di sopra dei valori di fondo per velocità d'attrito superiori a 0.34 m s⁻¹; l'entità delle concentrazioni misurate dopo il picco è risultata inferiore di oltre un ordine di grandezza rispetto a quelle misurate a valle del campione di particelle.

Il profilo medio di concentrazione misurato a valle del campione di crosta indisturbato si è attestato su valori sovrapponibili ai valori del fondo in galleria. Il fondo è stato superato in corrispondenza di alcuni picchi (dovuti al sollevamento di particelle depositate sulla superficie della crosta); il picco massimo di 0.08 mg m⁻³ è stato registrato in corrispondenza dell'aumento della velocità d'attrito del vento da 0.54 a 0.61 m/s.

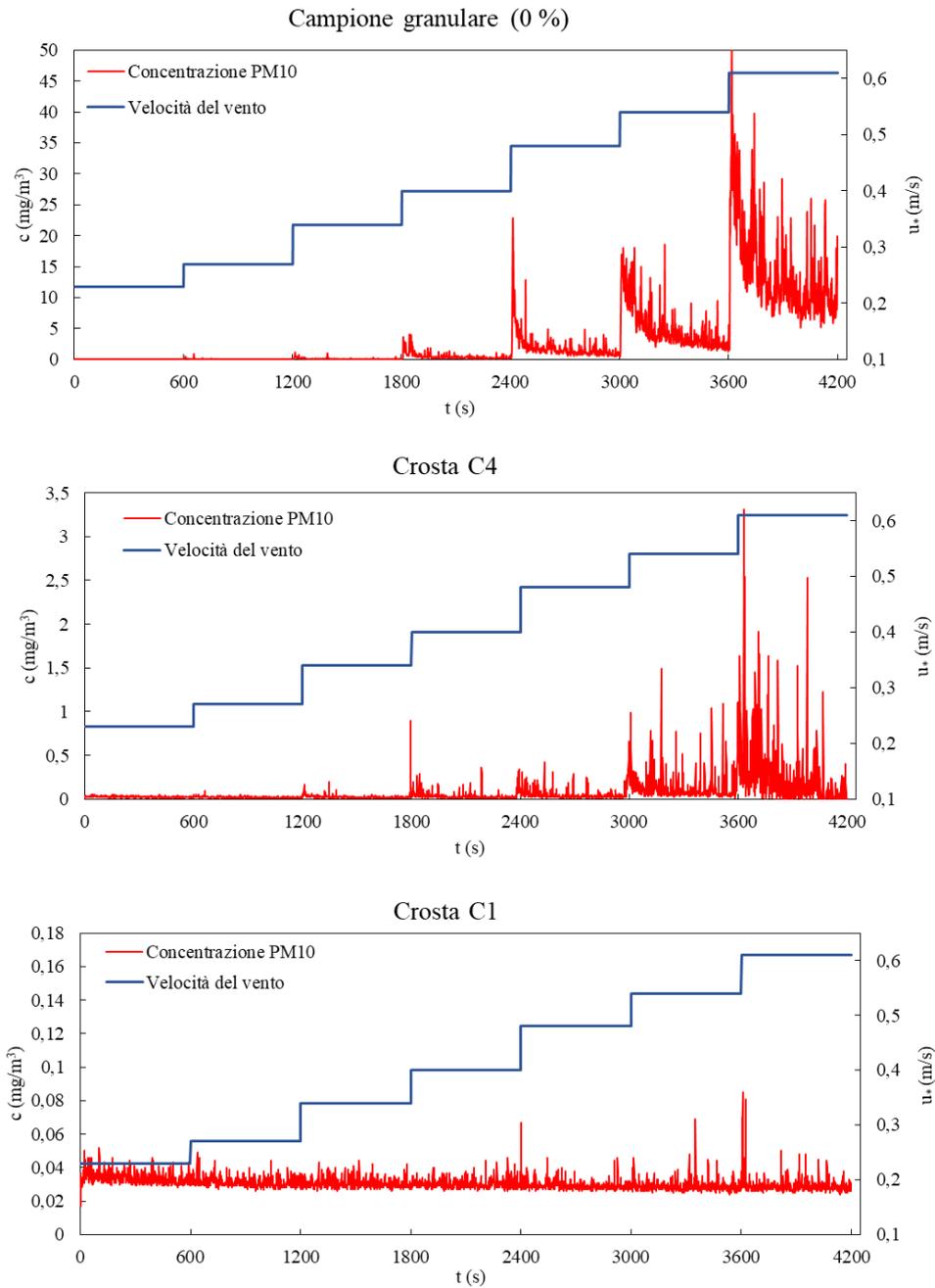


Figura 5.9. Evoluzione temporale delle misure di concentrazione di PM10 effettuate in galleria su campioni di particelle, crosta indisturbata (C1) e crosta con crack (C4)

5.1.5 Emissioni di PM

5.1.5.1 Emissioni da Superfici di Particelle

Nel corso degli studi sui campioni di particelle sono stati determinati valori di emissione di PM2.5 e PM10 elevati ($10^{-1} \div 10^2 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per velocità d'attrito superiori a 0.27 m/s),

a conferma del notevole potenziale emissivo del fango rosso in questo stato fisico. Le emissioni sono aumentate al crescere della velocità d'attrito del vento e al diminuire dell'umidità dei campioni, per entrambe le frazioni dimensionali del PM.

Per velocità d'attrito di 0.23 m/s non sono state determinate emissioni di PM significative (i.e. maggiori o uguali di $10^{-1} \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). La velocità di innesco di emissioni significative è risultata pari a 0.27 m/s per umidità dello 0 e del 2 %. L'aumento dell'umidità dei campioni ha causato l'aumento delle velocità d'attrito necessarie a determinare emissioni significative: la velocità d'attrito limite è risultata pari a 0.34 m s^{-1} per campioni con umidità dell'8 e 16 % e pari a 0.40 m/s per il campione con umidità del 24 %. Tale fenomeno è ampiamente studiato in letteratura e giustificato dall'aumento delle forze di legame interparticellari (Cornelis e Gabriels, 2003; Fécan et al., 1998).

Passando da velocità d'attrito di 0.27 m s^{-1} a velocità d'attrito di 0.54 m s^{-1} le emissioni sono aumentate di diversi ordini di grandezza (da $5 \times 10^{-2} \div 1 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a $1 \div 7 \times 10^1 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per il PM10). I valori di emissione di PM10 determinati per velocità d'attrito pari a 0.54 m s^{-1} sono consistenti con i massimi valori di emissione riportati da Shao (2008) in una raccolta di risultati relativi a studi di emissione da superfici erodibili, condotti indagando un campo delle velocità d'attrito compreso fra 0.15 e 1 m s^{-1} . Nel corso di casi di studio correlabili condotti in galleria del vento sono stati determinati valori di emissione inferiori di due (McKenna et al., 2009) o tre (Roney e White, 2006) ordini di grandezza rispetto a quelli ottenuti nel presente studio; tale differenza è giustificata dalla granulometria finissima delle particelle elementari costituenti i fanghi rossi. Nel corso dello studio di McKenna et al. (2009) sono state determinate anche emissioni superiori rispetto a quelle determinate nel corso del presente studio ($2 \times 10^2 \div 3 \times 10^2 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), sottoponendo campioni di *tailings* in forma di materiale granulare asciutto a un flusso di particelle saltatrici proveniente dall'esterno della galleria.

Il rapporto fra le emissioni di PM2.5 e PM10 è risultato particolarmente elevato per tutti i campioni in studio (56 ÷ 98 %), a causa delle dimensioni finissime delle particelle costituenti il fango ($d_{50} = 3 \text{ }\mu\text{m}$). I valori più bassi del rapporto PM2.5/PM10 sono stati determinati per le velocità d'attrito inferiori (0.23 e 0.27 m s^{-1}) e per i campioni più umidi (16 e 24 %). Tali risultati sono consistenti con i risultati di Li et al. (2015) e (Alfaro et al., 1997) secondo cui le emissioni di PM10 aumentano più rapidamente rispetto a quelle di PM2.5. Le particelle di dimensioni maggiori vengono emesse più

facilmente a causa della relazione inversa che lega la dimensione delle particelle con l'energia di legame interparticellare (Alfaro et al., 1998, 1997).

5.1.5.1.1 Effetto della Velocità d'Attrito

Si è evidenziata la sussistenza di una relazione positiva di tipo potenziale fra le emissioni di PM e la velocità d'attrito del vento ($E = a \times u_*^b$), rappresentata in Figura 5.10 per i diversi campioni in studio. Tale risultato è consistente con i riferimenti della letteratura scientifica; infatti la legge di potenza viene generalmente utilizzata per descrivere la variabilità delle emissioni in funzione della velocità d'attrito (Gillette, 1977; Nickling e Gillies 1993; Shao, 2008).

La legge ha descritto l'andamento dei dati sperimentali in maniera molto affidabile, come testimoniato dai valori assunti dal coefficiente di determinazione R^2 ($0.98 \div 0.99$). La sensibilità delle emissioni alle variazioni di velocità – espressa attraverso l'esponente della legge di potenza – è risultata particolarmente elevata. L'esponente b ha assunto valori compresi fra 5.1 e 8.5 (valore medio pari a 6.2). In letteratura si fa riferimento a valori compresi in genere fra 2 e 6 (Mckenna et al., 2009; Sanderson et al., 2014; Shao, 2008).

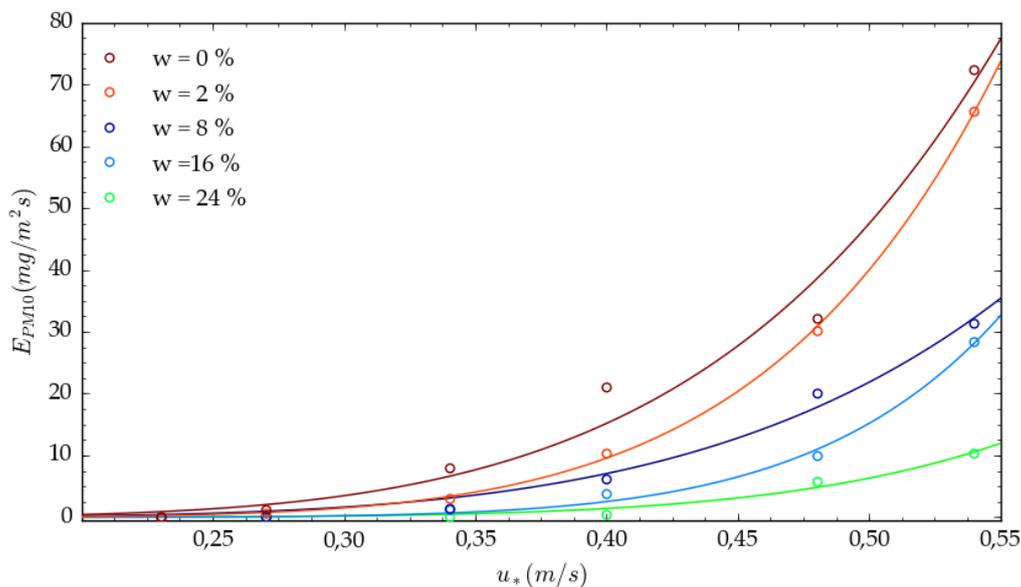


Figura 5.10. Dipendenza delle emissioni di PM10 dalla velocità d'attrito del vento per i campioni di materiale granulare a diversi livelli voluti di umidità.

È importante precisare che i valori determinati nel corso degli studi sui campioni più umidi potrebbero essere stati condizionati dalle procedure di misura. Il flusso d'aria sulla superficie dei campioni può avere determinato un lieve effetto di asciugatura superficiale nel corso delle prove. Di conseguenza, nel corso delle prove condotte a velocità maggiori, condotte per ultime, il contenuto di umidità poteva risultare inferiore rispetto alle prove iniziali, condotte a basse velocità.

5.1.5.1.2 Effetto dell'Umidità dei Campioni

All'aumentare dell'umidità dei campioni si è evidenziato il prevedibile abbattimento delle emissioni di PM. Le emissioni di PM per campioni con umidità del 24 % sono risultate inferiori di uno (per u_* uguale a 0.48 e 0.54 m s^{-1}) o due (per u_* uguale a 0.40 m s^{-1}) ordini di grandezza rispetto a quelle determinate nel corso degli studi sulle particelle asciutte.

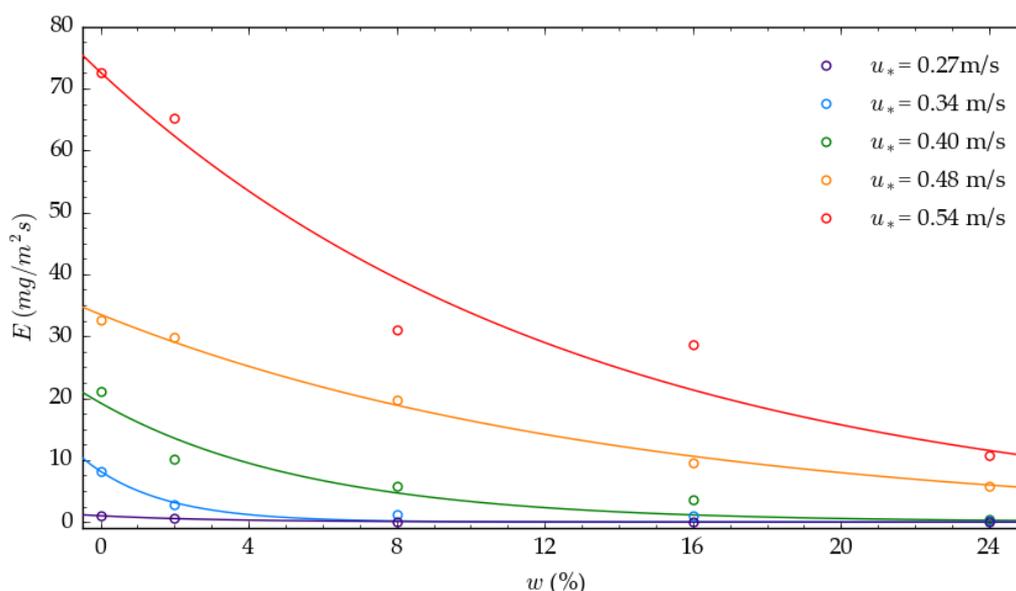


Figura 5.11. Dipendenza delle emissioni di PM10 dall'umidità dei campioni per i diversi livelli di velocità d'attrito indagati

Come illustrato in Figura 5.11, la dipendenza delle emissioni dall'umidità dei campioni è stata descritta con buona affidabilità - coefficiente R^2 compreso fra 0.91 e 0.99 - mediante una relazione negativa di tipo esponenziale ($E = a \times b^w$), con base b minore di 1. Il coefficiente moltiplicativo a è aumentato all'aumentare della velocità d'attrito del vento in galleria.

5.1.5.1.3 Definizione del Fattore di Emissione

A partire dai risultati delle analisi monovariate, discussi nei paragrafi precedenti, è stato proposto un Fattore di Emissione per le superfici dei BRDAs allo stato di materiale granulare (equazione (37)) che descrive le emissioni di PM in funzione dell'umidità superficiale del fango (w), della velocità d'attrito (u_*) e di tre parametri sito-specifici.

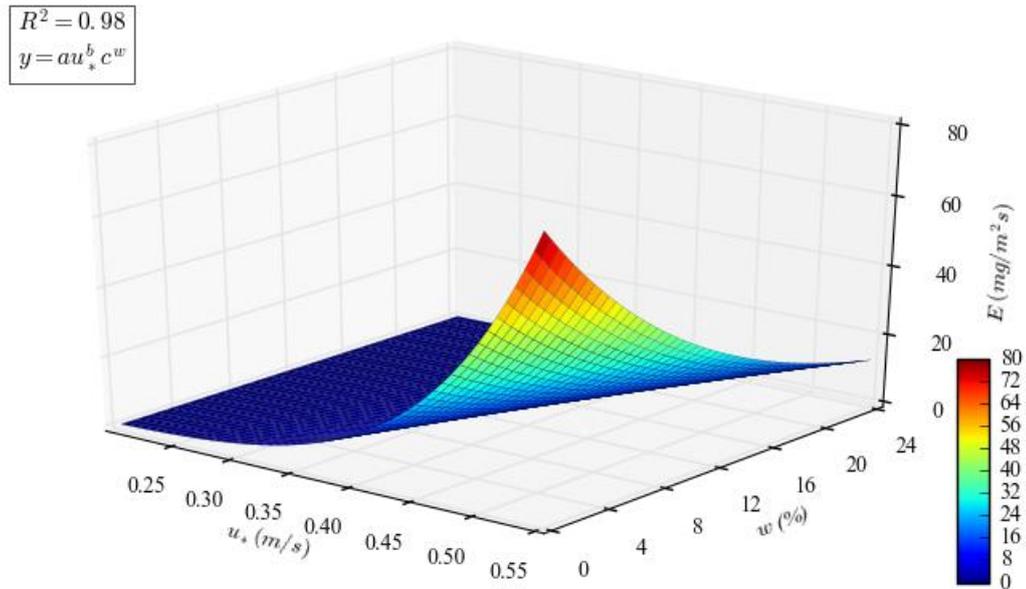


Figura 5.12. Rappresentazione grafica del Fattore di Emissione di PM10 dalle superfici dei BRDAs

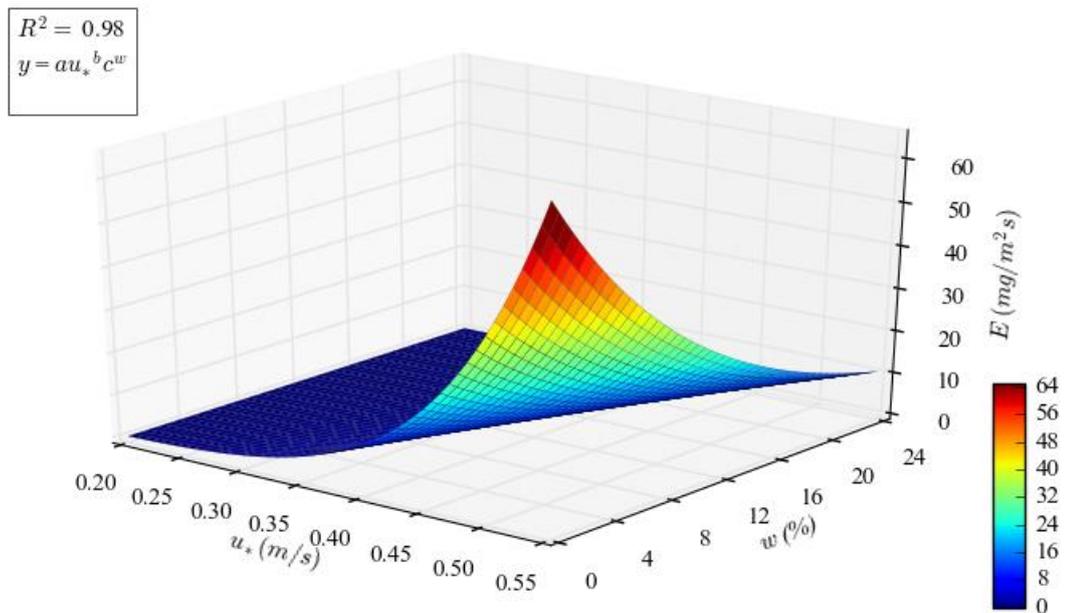


Figura 5.13. Rappresentazione grafica del Fattore di Emissione di PM2.5 dalle superfici dei BRDAs

La formulazione proposta ha evidenziato ottima affidabilità nel descrivere l'effetto combinato delle due variabili influenti (u_* e w) sulle emissioni di PM all'interno del campo di indagine ($R^2 = 0.97$ per le emissioni di PM10; $R^2 = 0.98$ per le emissioni di PM2.5). I Fattori di Emissione ottenuti, espressi nelle equazioni (38) e (39), sono riportati in forma grafica nelle Figure 5.12 e 5.13.

5.1.5.2 Emissioni da Superfici di Crosta

Le superfici di crosta hanno emesso particolato per velocità del vento particolarmente elevate o in seguito a disturbi. In assenza di tali condizioni, la formazione delle croste ha determinato il completo abbattimento delle emissioni. Tale effetto di abbattimento è consistente con i risultati di Gillette (1978), Gillette (1988) e Gomes et al. (2003).

I campioni di crosta indisturbati hanno emesso esclusivamente al raggiungimento della velocità d'attrito di 0.48 m s^{-1} , emettendo quantitativi di PM10 poco significativi ($0.04 \div 0.15 \text{ mg m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Le emissioni determinate nel corso di questi studi sono state influenzate da picchi delle concentrazioni misurati nei primi secondi di misura, causati dall'asportazione di materiale fine depositato sulla superficie delle croste. Il risultato è stato dunque condizionato da un fenomeno di durata istantanea, poco rappresentativo ai fini di un'analisi delle emissioni nel lungo periodo.

I campioni di crosta disturbati hanno emesso a seguito dell'incisione manuale di una frattura sulle superfici, che ha esposto all'azione del vento il materiale granulare presente al di sotto dello strato di crosta. Considerando l'assenza di emissioni significative dalla superficie delle croste indisturbate, il risultato delle misure sui campioni disturbati è stato elaborato considerando come area emittente – A_b in equazione (32) – l'area della frattura.

Le superfici sottoposte agli impatti delle particelle saltatrici hanno emesso quantitativi di PM significativi, confermando che le particelle saltatrici, impattando sulle superfici di crosta, possono determinare un effetto di abrasione/rottura che genera emissioni di PM (Rice et al., 1999).

5.1.5.2.1 Croste Indisturbate

Le emissioni determinate dai campioni di crosta indisturbati sono state considerate nulle o poco significative, pertanto non è stata definita alcuna legge di dipendenza dalla velocità d'attrito del vento. Inoltre, i risultati non hanno consentito di identificare il contributo alle emissioni di PM dovuto alle aree di frattura (*crack*): le emissioni non sono variate in funzione del grado di fessurazione dei campioni, ma in dipendenza del quantitativo di materiale granulare depositatosi sulla superficie delle croste nel corso della fase di essiccazione.

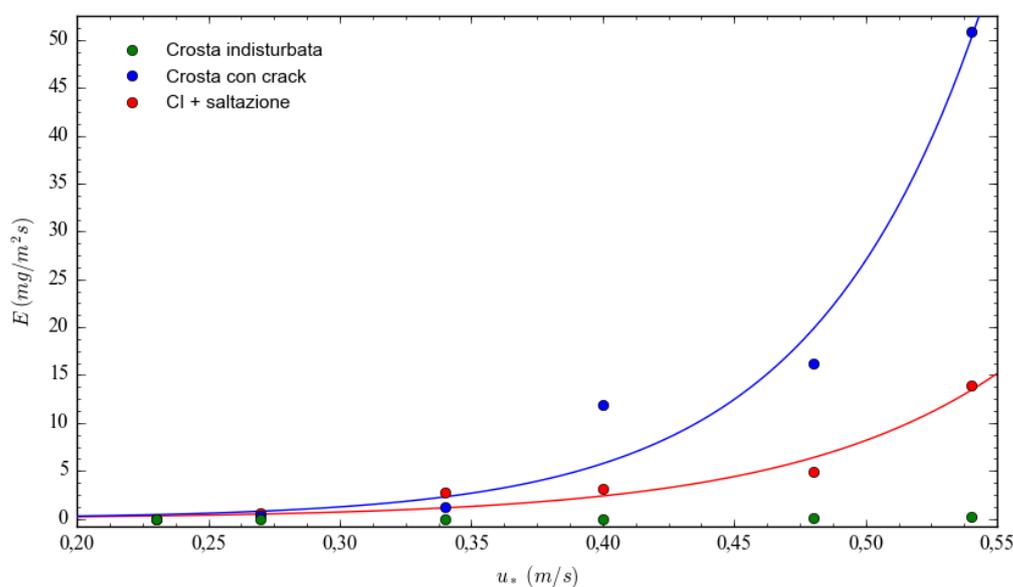


Figura 5.14. Emissioni di PM10 determinate nel corso degli studi sui campioni di crosta al variare della velocità

5.1.5.2.1.1 Effetto della Saltazione

L'impatto delle particelle saltatrici sui campioni di crosta ha determinato l'emissione di discreti quantitativi di PM. Le emissioni sono aumentate all'aumentare della velocità d'attrito del vento (come evidenziato dalla linea rossa in Figura 5.14), raggiungendo un valore di circa $13 \text{ mg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per velocità d'attrito di 0.54 m s^{-1} . La dipendenza delle emissioni dalla velocità d'attrito è stata descritta, anche in questo caso da una legge di potenza. La legge si è adattata sui dati sperimentali con buona affidabilità ($R^2 = 0.95$), con esponente uguale a 5.9.

Le emissioni determinate dalla superficie sottoposta a saltazione sono state sempre nettamente inferiori rispetto a quelle determinate nel corso degli studi sul materiale granulare asciutto. Tale risultato ha confermato l'esistenza di un effetto di abbattimento delle emissioni da parte delle superfici di crosta, anche quando sottoposte all'impatto di particelle saltatrici.

5.1.5.2.2 Croste Disturbate

Le emissioni generate dalle croste fratturate sono state determinate sulla base dei risultati ottenuti sui campioni disturbati (rappresentati in blu in Figura 5.14). La rottura della superficie di crosta ha determinato l'emissione di quantitativi di PM significativi. Le emissioni sono aumentate in funzione della velocità d'attrito con una legge di potenza con esponente pari a 7.6 ($R^2 = 0.97$).

Il risultato dell'elaborazione suggerisce la possibilità di determinare le emissioni generate dalle fratture profonde – che espongono il materiale particellare sottostante la crosta o sono riempite dello stesso materiale – con il fattore di emissione proposto per gli accumuli di materiale granulare. Le emissioni determinate, infatti, sono risultate coerenti, seppur leggermente inferiori, con quelle determinate nel corso degli studi sul materiale granulare asciutto.

5.2 Policy Implications

La gestione dei residui di produzione è una delle principali problematiche dell'industria mineralurgica, a causa della costante crescita dei volumi di residui prodotti – centinaia di migliaia di tonnellate al giorno dall'inizio degli anni 2000 (Dixon-Hardy ed Engels, 2007; Jakubick et al., 2003) – e degli impatti ambientali e sanitari legati al loro abbancamento. Considerata la dimensione del problema e tenuto conto di un orientamento internazionale sempre più stringente verso una concreta e progressiva riduzione delle emissioni nocive generate dalle attività industriali (European Commission, 2017; European Commission, 2006), la disponibilità di nuovi strumenti di analisi e valutazione di impatto ambientale assume fondamentale importanza.

Nel contesto della problematica sopra esposta, i Fattori di Emissione (EF) elaborati forniscono un valido strumento per l'analisi e la valutazione dell'impatto ambientale generato dall'erosione eolica delle superfici dei bacini di smaltimento dei

residui del processo Bayer (BRDAs). L'accuratezza dei Fattori di Emissione è legata alla procedura di modellizzazione concettuale della superficie – scomposta in diverse tipologie di sorgenti (croste, croste con crack e materiale particellare) – che ha preceduto la loro formulazione. Tale procedura consente di valutare la variabilità nello spazio e nel tempo dello stato fisico del materiale abbancato e di calcolare l'emissione complessiva come somma dei contributi dell'emissione delle singole sorgenti.

L'utilizzo di questi Fattori di Emissione come dati di input per i modelli di dispersione atmosferica garantisce una maggiore accuratezza dei risultati rispetto all'utilizzo dei Fattori di Emissione disponibili in letteratura, essendo questi ultimi finalizzati a descrivere le emissioni di sorgenti con caratteristiche molto diverse fra loro e dunque poco capaci di descrivere l'emissione di sorgenti specifiche, soprattutto quando queste sono caratterizzate da aree molto estese e da materiali non omogenei.

Oltre che come strumento di valutazione dell'impatto ambientale, i risultati possono essere utilizzati come strumento di supporto nel campo delle misure di gestione dei bacini di smaltimento (definizione delle modalità di stoccaggio e delle tecnologie di abbattimento e controllo delle emissioni). I Fattori di Emissione, infatti, determinano le emissioni in funzione dell'umidità del fango sulla superficie, che può essere fortemente influenzata attraverso le suddette misure di gestione: è possibile – definendo misure appropriate – garantire livelli di umidità del fango che determinino l'abbattimento completo o parziale delle emissioni di particolato.

5.3 Limiti della Sperimentazione

Attraverso un'analisi critica, sono state individuate alcune limitazioni dello studio sperimentale:

- Il ricorso a una procedura di preparazione artificiale dei campioni è risultato indispensabile, in quanto, al momento del prelievo del fango, il contenuto d'acqua sulla superficie era superiore al limite di plasticità e non era quindi disponibile fango in forma di materiale erodibile. La procedura di preparazione ha condizionato la struttura dei campioni di materiale granulare e le caratteristiche dei campioni di crosta (spessore della crosta e grado di fessurazione).

- Nel corso degli studi condotti con velocità del vento elevate, il fenomeno di saltazione sulle superfici di crosta è stato simulato in maniera artificiale. Le particelle saltatrici, rilasciate dai tubi di alimentazione a circa 5 cm dal pavimento della galleria del vento, venivano trasportate dall'azione del vento quando ancora non erano atterrate al suolo. Tale evento ha reso impossibile la simulazione di una parte fondamentale del fenomeno di saltazione: non è stato simulato, infatti, il distacco delle particelle dalla superficie a opera del vento, dipendente dalla velocità d'attrito limite di saltazione.

5.4 Sviluppi Futuri

Nel proseguo della ricerca verrà approfondito il lavoro di caratterizzazione degli aggregati di particelle e delle superfici di crosta presenti sulla superficie dei bacini sterili. L'indagine verrà condotta sulle superfici del bacino fanghi oggetto del lavoro di Tesi - nelle particolari condizioni climatiche e di gestione del bacino in cui il fango si può trovare allo stato di materiale erodibile - e su quelle di altri bacini di abbancamento di sterili con caratteristiche fisiche comparabili con i fanghi rossi. Sulla base dei risultati di questa indagine, verrà definita una procedura standard di preparazione dei campioni erodibili.

Lo studio sperimentale verrà integrato studiando in maniera più accurata l'effetto della saltazione sulle superfici di crosta: il processo di saltazione verrà simulato inserendo nel pavimento della galleria, a monte dell'alloggiamento predisposto per ospitare i campioni di crosta, campioni di particelle saltatrici. In tal modo, il moto di saltazione avrà luogo soltanto quando la velocità del vento supererà la velocità d'attrito limite caratteristica delle particelle saltatrici.

In seguito, il modello concettuale proposto e i Fattori di Emissione determinati per le tre tipologie di sorgente verranno testati in riferimento ad altri sterili e/o superfici erodibili, aventi caratteristiche fisiche comparabili. Queste analisi consentiranno anche di studiare in che modo la variazione di determinati parametri caratteristici dei materiali, come la dimensione e il peso specifico delle particelle, influenzino i parametri sito-specifici racchiusi nei Fattori di Emissione.

6 Conclusioni

Le superfici dei bacini sterili esposte all'azione del sole e del vento possono generare l'emissione di particolato solido (PM), rappresentando una problematica di notevole importanza dal punto di vista ambientale e sanitario.

Al fine di individuare adeguate misure di gestione dei bacini (modalità di stoccaggio, tecniche di abbattimento/controllo delle emissioni, etc.) è necessario definire il potenziale emissivo delle superfici erodibili, considerando le caratteristiche specifiche di tali superfici e la loro variabilità nello spazio e nel tempo. È quindi indispensabile disporre di Fattori di Emissione (EF) affidabili, rappresentativi delle sorgenti indagate, da utilizzare come dati di input dei modelli di dispersione atmosferica, attraverso i quali è possibile valutare a priori l'impatto generato sui recettori di interesse.

In considerazione di quanto sopra esposto, è stato definito un progetto di Dottorato avente l'obiettivo di formulare un Fattore di Emissione specifico per le aree di abbancamento dei residui mineralurgici. Lo studio si è fondato sulla elaborazione di un modello concettuale di emissione basato sulla suddivisione dell'intera superficie in aree elementari rappresentanti sorgenti omogenee e sulla successiva sperimentazione finalizzata a definire, per ciascuna sorgente, le caratteristiche di emissione.

La sperimentazione è stata condotta in una galleria del vento ambientale, appositamente costruita nei laboratori del DICAAR (Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura dell'Università di Cagliari). La galleria del vento è stata regolata al fine di generare un profilo della velocità del vento sovrapponibile a quello misurato in situ sulla superficie del bacino di accumulo fanghi rossi (profilo di progetto). Le misure di velocità del vento, condotte in galleria utilizzando un anemometro a tubo di Pitot, hanno evidenziato la capacità della stessa galleria nel riprodurre il profilo di velocità del vento di progetto.

Lo studio sperimentale sulle superfici di fango rosso è stato articolato in due fasi principali. Il materiale prelevato dalla superficie del bacino fanghi rossi è stato trattato in laboratorio al fine di riprodurre le diverse sorgenti emissive identificate dal modello concettuale (materiale particellare, superfici di crosta integra, superfici di crosta con crack). In seguito, i campioni prodotti sono stati testati in galleria del vento, al fine di

valutare la dipendenza delle emissioni dalla velocità del vento e dall'umidità dei campioni.

I risultati delle prove hanno evidenziato che le varie sorgenti hanno potenziale emissivo sostanzialmente diverso: il fango allo stato di materiale particellare emette elevati quantitativi di PM, crescenti all'aumentare della velocità d'attrito del vento e al diminuire dell'umidità; le superfici di crosta emettono PM solo per velocità del vento particolarmente elevate o in seguito a disturbi (impatto di particelle saltatrici o rottura manuale della crosta) e rivestono un importante ruolo nel contenimento delle emissioni.

L'elaborazione dei risultati sperimentali ha permesso di definire le leggi che esprimono la variabilità delle emissioni in funzione della velocità del vento incidente e dell'umidità del fango:

- per il materiale particellare è stata evidenziata la sussistenza di una relazione positiva di tipo potenziale fra le emissioni e la velocità del vento e una relazione negativa, di tipo esponenziale, fra le emissioni e l'umidità dei materiali. A partire da tali risultati è stata condotta un'analisi bivariata utilizzando il software *CurveExpert Professional*, attraverso cui è stato definito un Fattore di Emissione (EF) che esprime le emissioni di PM10 e PM2.5 in funzione delle due variabili influenti;
- per le superfici di crosta indisturbata, indipendentemente dal grado di fessurazione, le emissioni sono risultate nulle o poco significative e pertanto non è stata definita alcuna legge di dipendenza dai parametri influenti;
- per quanto riguarda le superfici di crosta indisturbata sottoposte agli impatti di particelle saltatrici, si è trovato che l'emissione è funzione della potenza della velocità d'attrito del vento. Le emissioni determinate dalle superfici sottoposte a saltazione possono essere determinate, in prima approssimazione, come frazione (10÷50 % al variare della velocità del vento) delle emissioni generate dai campioni di materiale granulare asciutti;
- nel caso di crosta disturbata mediante l'incisione manuale di una crack profonda, le emissioni di PM sono risultate significative e legate alla velocità d'attrito del vento mediante una legge di potenza. Le emissioni, determinate dalla presenza di materiale granulare sotto la superficie della crosta, sono risultate coerenti (seppur leggermente inferiori) con quelle determinate sui campioni di materiale granulare.

Lo studio sulla saltazione verrà integrato in futuro, al fine di determinare un Fattore di Emissione specifico, che tenga conto del quantitativo di particelle saltatrici che impattano sulla superficie erodibile.

A. Profili di Concentrazione di PM

Profili di Concentrazione di PM10

Tabella A.1. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 0 %)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.03	1.77	9.73	15.32	17.60	23.13
0.05	0.02	0.51	3.06	10.01	10.87	18.19
0.10	0.01	0.17	1.17	1.80	4.12	11.15
0.15	0.00	0.00	0.05	0.36	0.95	5.81
0.20	0.00	0.00	0.01	0.10	0.29	0.82
0.25	0.02	0.00	0.03	0.23	0.43	0.99
0.30	0.02	0.00	0.07	0.30	0.51	1.39
0.35	0.01	0.01	0.10	0.31	0.54	1.34
0.40	0.01	0.02	0.07	0.30	0.50	1.24

Tabella A.2. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 2 %)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.04	0.72	3.39	7.98	15.03	22.99
0.05	0.01	0.20	1.34	4.35	12.09	21.89
0.10	0.00	0.05	0.25	0.84	3.28	7.32
0.15	0.00	0.01	0.00	0.10	0.35	1.69
0.20	0.00	0.00	0.00	0.06	0.34	1.33
0.25	0.00	0.00	0.02	0.14	0.51	1.16
0.30	0.00	0.00	0.03	0.15	0.56	1.36
0.35	0.00	0.05	0.02	0.13	0.49	1.17
0.40	0.00	0.15	0.02	0.13	0.41	1.07

Tabella A.3. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 8 %)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	0.07	1.61	4.17	10.01	14.70
0.05	0.00	0.03	0.42	3.06	8.41	6.88
0.10	0.00	0.00	0.10	0.43	1.87	2.12
0.15	0.00	0.00	0.01	0.05	0.31	1.16
0.20	0.00	0.00	0.01	0.06	0.20	0.41
0.25	0.00	0.00	0.01	0.06	0.27	0.53
0.30	0.00	0.00	0.02	0.07	0.34	0.72
0.35	0.00	0.00	0.01	0.09	0.29	0.78
0.40	0.00	0.00	0.01	0.06	0.27	0.79

Tabella A.4. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 16 %)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	0.06	1.31	3.10	4.52	0.53
0.05	0.01	0.02	0.22	0.87	2.98	14.99
0.10	0.00	0.00	0.05	0.36	1.31	4.05
0.15	0.00	0.01	0.03	0.10	0.20	0.69
0.20	0.00	0.01	0.03	0.06	0.16	0.69
0.25	0.01	0.01	0.03	0.07	0.21	0.87
0.30	0.00	0.01	0.04	0.11	0.29	0.74
0.35	0.00	0.01	0.03	0.11	0.30	0.76
0.40	0.00	0.01	0.04	0.09	0.27	0.74

Tabella A.5. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 24 %)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.03	0.02	0.39	0.51	6.50	9.91
0.05	0.01	0.00	0.05	0.03	0.54	0.81
0.10	0.00	0.00	0.03	0.02	0.08	0.16
0.15	0.00	0.01	0.01	0.03	0.06	0.07
0.20	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	0.07
0.25	0.01	0.01	0.01	0.02	0.04	0.15
0.30	0.00	0.01	0.01	0.01	0.06	0.13
0.35	0.00	0.01	0.02	0.01	0.05	0.12
0.40	0.00	0.01	0.01	0.02	0.05	0.15

Tabella A.6. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta indisturbata)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.08
0.05	0.00	0.01	0.00	0.00	0.02	0.02
0.10	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01
0.15	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01
0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
0.40	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00

Tabella A.7. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta con crack)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.00	0.13	0.33	3.37	3.98	9.81
0.05	0.00	0.01	0.11	0.20	0.22	0.86
0.10	0.00	0.00	0.01	0.00	0.02	0.25
0.15	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02
0.20	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.04
0.25	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.06
0.30	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.07
0.35	0.00	0.00	0.01	0.01	0.04	0.08
0.40	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.08

Tabella A.8. Profili verticali di concentrazione di PM10 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta con saltazione)

h	Concentrazione PM10 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	0.01	0.75	1.20	0.63	4.20
0.05	0.01	1.07	1.11	1.32	2.96	3.27
0.10	0.00	0.04	0.65	0.53	1.26	1.47
0.15	0.00	0.00	0.29	0.26	0.00	0.79
0.20	0.00	0.00	0.28	0.10	0.05	0.75
0.25	0.00	0.00	0.09	0.03	0.00	0.60
0.30	0.00	0.00	0.19	0.08	0.00	0.37
0.35	0.00	0.00	0.06	0.02	0.00	0.34
0.40	0.00	0.00	0.06	0.06	0.04	0.20

Profili di Concentrazione di PM2.5

Tabella A.9. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 0 %)

h	Concentrazione PM2.5 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	1.41	8.04	13.67	16.60	22.69
0.05	0.01	0.39	2.35	18.42	9.96	17.32
0.10	0.01	0.13	0.90	1.37	3.53	10.08
0.15	0.00	0.00	0.28	0.25	0.71	4.80
0.20	0.00	0.00	0.01	0.07	0.20	0.57
0.25	0.01	0.00	0.02	0.16	0.29	0.73
0.30	0.01	0.00	0.04	0.19	0.33	0.92
0.35	0.01	0.01	0.06	0.18	0.35	0.88
0.40	0.01	0.02	0.04	0.17	0.31	0.77

Tabella A.10. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 2 %)

h	Concentrazione PM2.5 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.02	0.54	3.11	6.90	13.47	19.91
0.05	0.01	0.16	1.38	4.27	12.09	23.21
0.10	0.00	0.05	0.31	0.78	3.22	7.24
0.15	0.00	0.01	0.00	0.08	0.29	1.51
0.20	0.00	0.00	0.00	0.04	0.24	0.96
0.25	0.00	0.00	0.01	0.08	0.33	0.76
0.30	0.00	0.00	0.02	0.11	0.35	0.90
0.35	0.00	0.05	0.01	0.08	0.31	0.78
0.40	0.00	0.14	0.01	0.08	0.27	0.77

Tabella A.11. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 8 %)

h	Concentrazione PM2.5 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	0.07	1.59	4.16	9.99	0.53
0.05	0.00	0.02	0.41	3.03	8.35	14.96
0.10	0.00	0.00	0.09	0.41	1.84	4.02
0.15	0.00	0.00	0.01	0.05	0.29	0.68
0.20	0.00	0.00	0.01	0.06	0.18	0.64
0.25	0.00	0.00	0.01	0.06	0.24	0.76
0.30	0.00	0.00	0.02	0.07	0.29	0.65
0.35	0.00	0.00	0.01	0.08	0.25	0.68
0.40	0.00	0.00	0.01	0.06	0.24	0.68

Tabella A.12. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 16 %)

h	Concentrazione PM2.5 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	0.03	0.71	2.03	3.33	12.45
0.05	0.01	0.01	0.11	0.49	2.03	5.12
0.10	0.00	0.00	0.02	0.19	0.76	1.39
0.15	0.00	0.00	0.01	0.05	0.10	0.77
0.20	0.00	0.00	0.02	0.03	0.08	0.27
0.25	0.00	0.00	0.01	0.04	0.10	0.25
0.30	0.00	0.01	0.01	0.05	0.14	0.36
0.35	0.00	0.00	0.01	0.05	0.14	0.41
0.40	0.00	0.00	0.02	0.04	0.13	0.42

Tabella A.13. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di particelle, umidità 24 %)

h	Concentrazione PM2.5 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	0.01	0.28	0.39	5.11	9.21
0.05	0.01	0.00	0.03	0.01	0.39	0.70
0.10	0.00	0.00	0.01	0.01	0.06	0.11
0.15	0.00	0.01	0.01	0.01	0.03	0.04
0.20	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02
0.25	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.08
0.30	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02	0.05
0.35	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02	0.03
0.40	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02	0.04

Tabella A.14. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta integra)

h	Concentrazione PM2.5 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00	0.06
0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
0.10	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Tabella A.15. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta con crack)

h	Concentrazione PM2.5 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.00	0.06	0.24	2.20	3.98	6.22
0.05	0.00	0.01	0.05	0.08	0.22	0.26
0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.09
0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
0.20	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01
0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.02
0.30	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.03
0.35	0.00	0.00	0.00	0.01	0.04	0.02
0.40	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.03

Tabella A.16. Profili verticali di concentrazione di PM2.5 al variare della velocità d'attrito (campioni di crosta con saltazione)

h	Concentrazione PM2.5 (mg m ⁻³)					
m	0.23 m/s	0.27 m/s	0.34 m/s	0.40 m/s	0.48 m/s	0.54 m/s
0.025	0.01	0.00	0.03	0.00	0.22	0.74
0.05	0.00	0.38	0.23	0.42	0.71	0.24
0.10	0.00	0.02	0.13	0.16	0.21	0.19
0.15	0.00	0.02	0.11	0.11	0.02	0.08
0.20	0.00	0.01	0.04	0.00	0.00	0.14
0.25	0.00	0.00	0.05	0.02	0.00	0.06
0.30	0.00	0.00	0.05	0.03	0.00	0.07
0.35	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.12
0.40	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.02

B. Emissioni di PM2.5 in funzione della velocità d'attrito

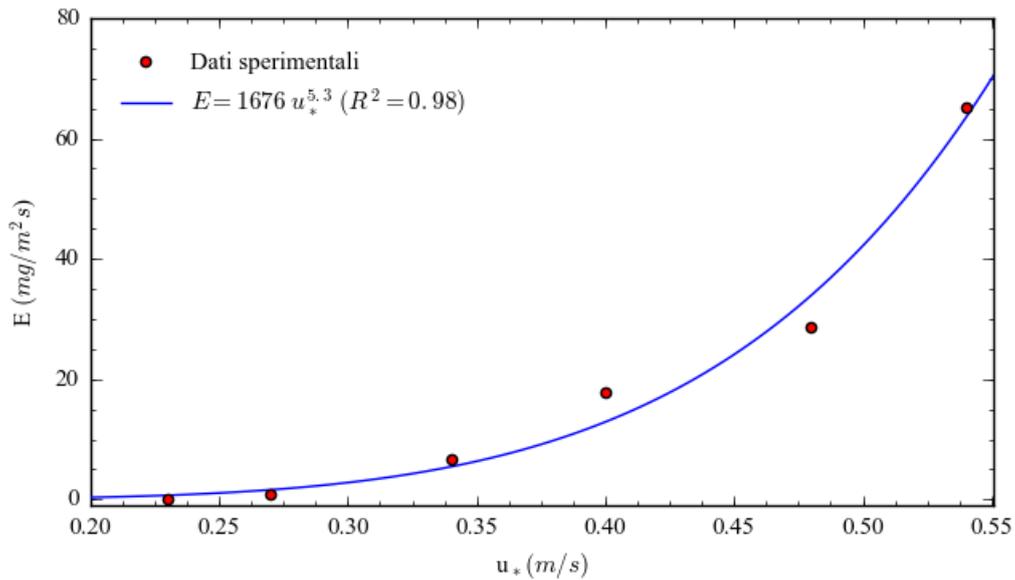


Figura B.1. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari allo 0 %

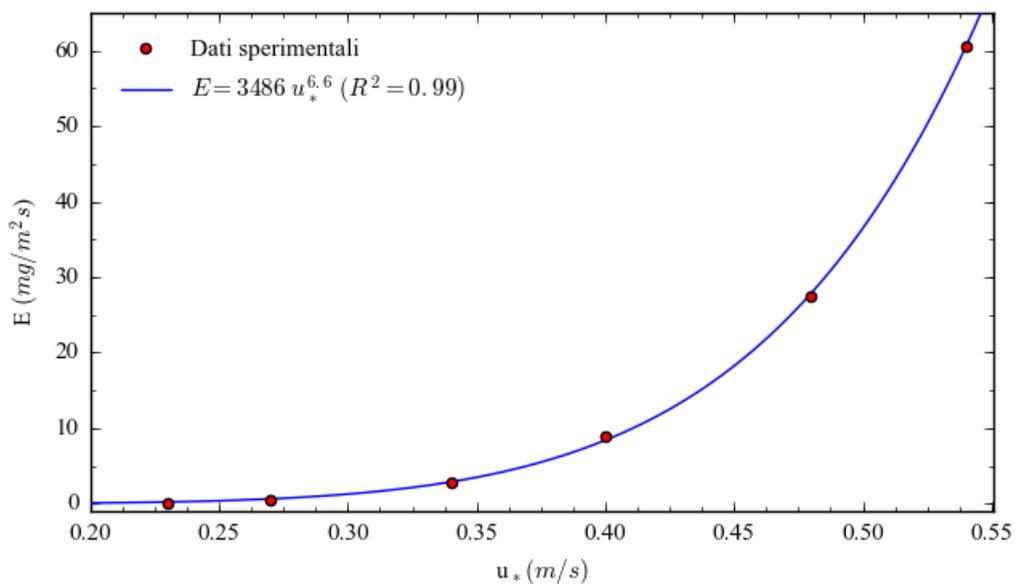


Figura B.2. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari al 2 %

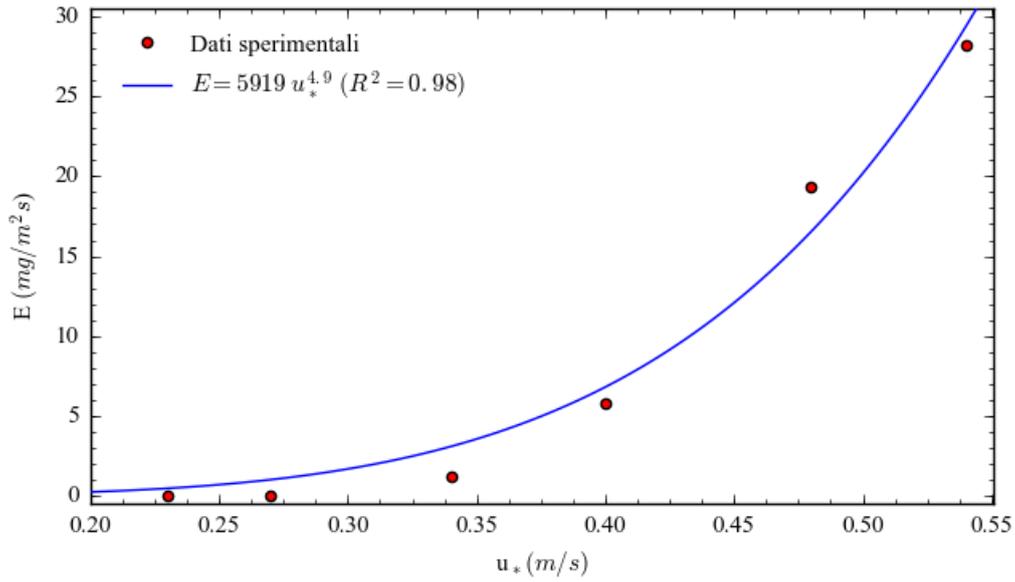


Figura B.3. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari all' 8 %

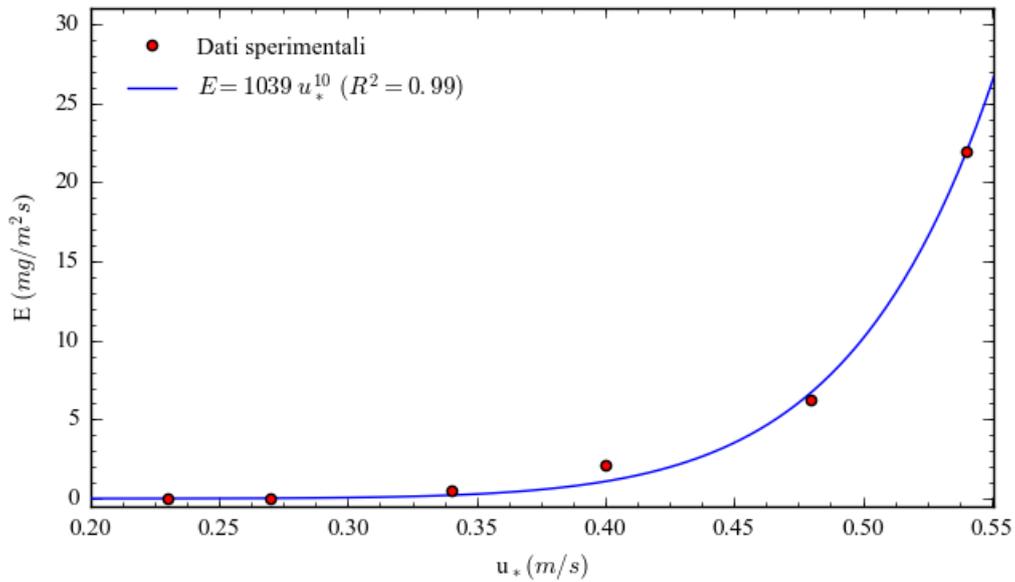


Figura B.4. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari al 16 %

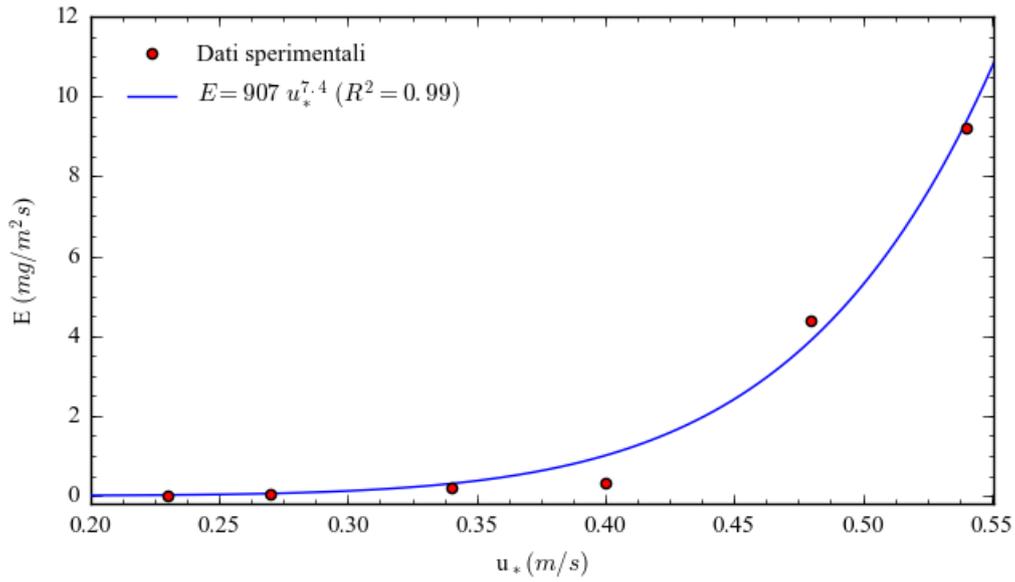


Figura B.5. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, particelle con umidità pari al 24 %

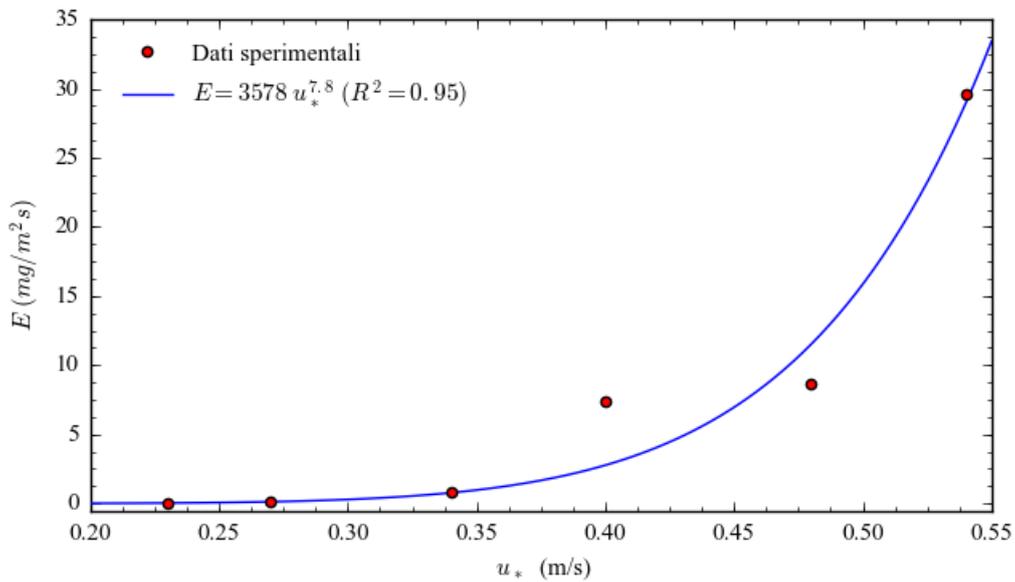


Figura B.6. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, crosta con crack

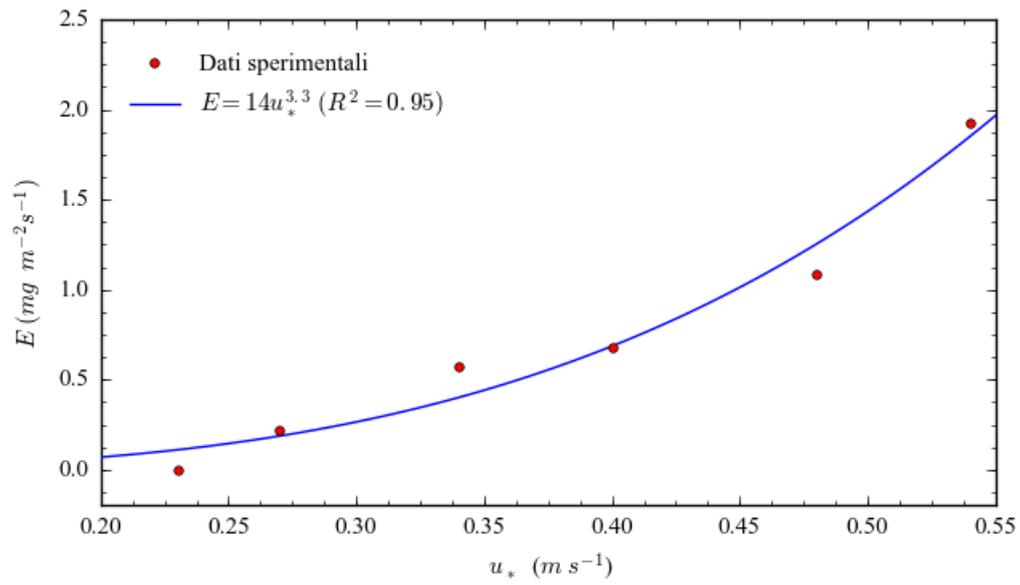


Figura B.7. Emissioni di PM2.5 al variare della velocità d'attrito: dati misurati e fitting della legge di potenza, crosta con saltazione

C. Emissioni di PM2.5 in funzione dell'umidità del fango rosso

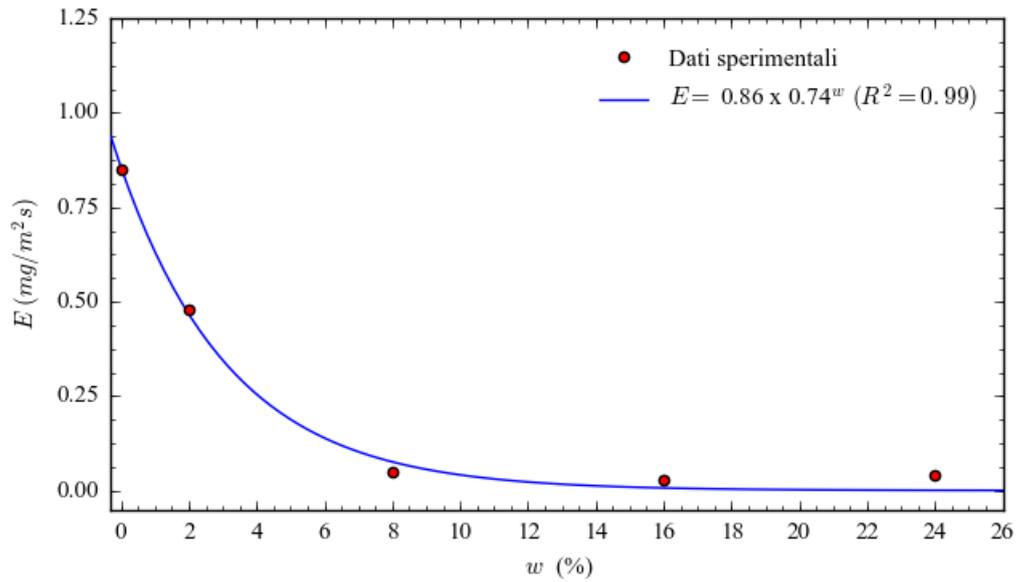


Figura C.1. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.27 m/s

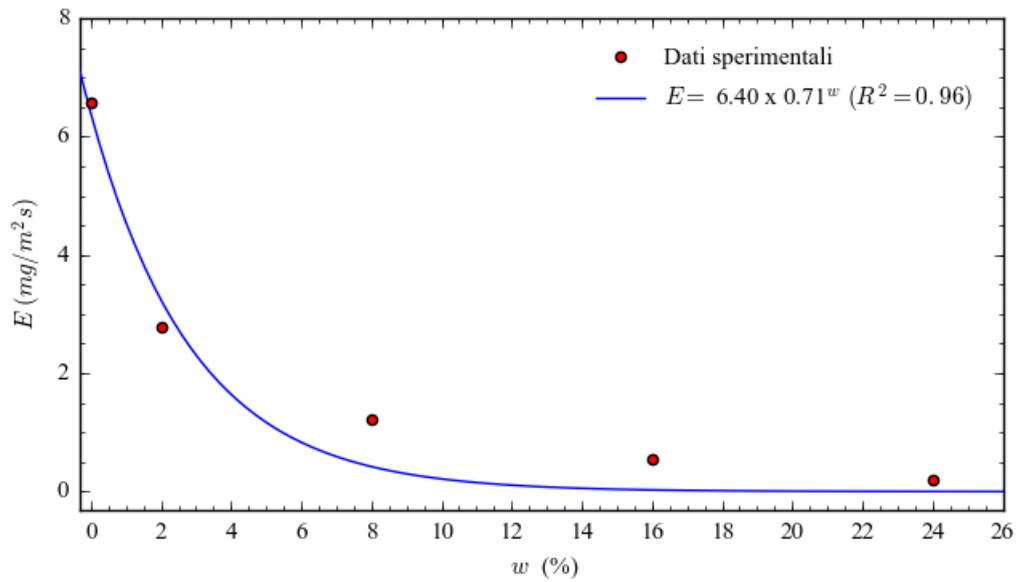


Figura C.2. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.34 m/s

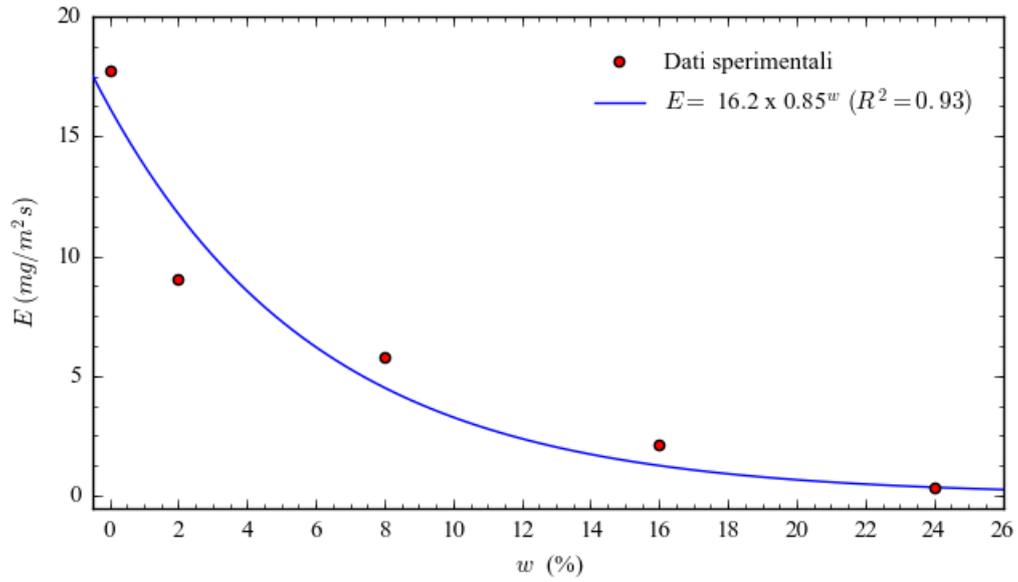


Figura C.3. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.40 m/s

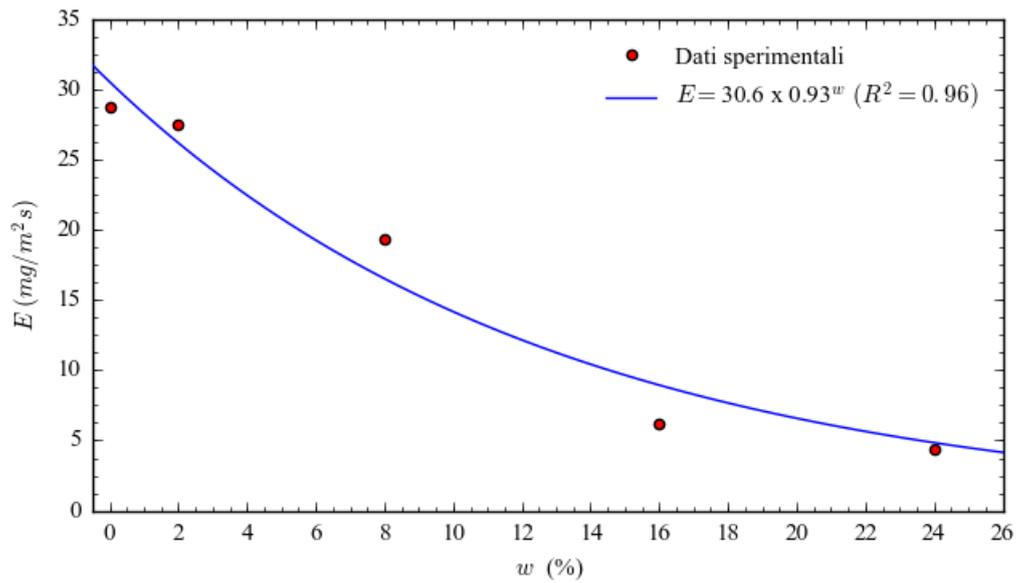


Figura C.4. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.48 m/s

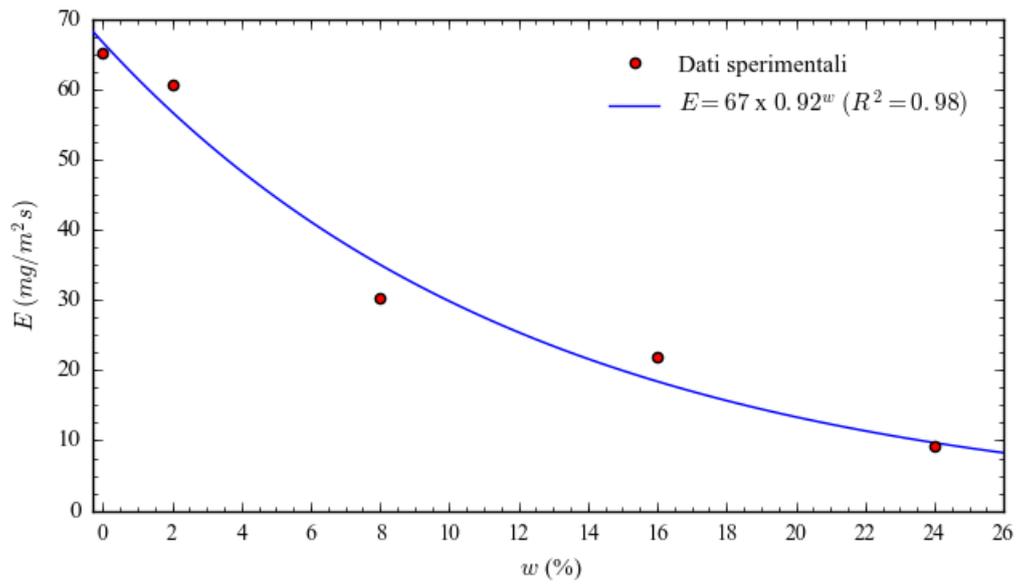


Figura C.5. Emissioni di PM2.5 al variare dell'umidità dei campioni per velocità d'attrito pari a 0.54 m/s

Bibliografia

- Aimar, S.B., Mendez, M.J., Funk, R., Buschiazzo, D.E., 2012. Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Res.* 3, 437–443. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2010.12.001>
- Al-Ansari, N., Knutsson, S., 2014. Modeling of Wind Erosion of the Aitik Tailings Dam Using SWEEP Model. *Engineering* 6, 355–364. <https://doi.org/10.4236/eng.2014.67038>
- Al-Nehari, H.A., Abdel-Rahman, A.K., El-Moneim Nassib, A., Shafey, H.M., 2010. Design and Construction of a Wind Tunnel for Environmental Flow Studies, *Journal of Engineering Sciences*.
- Alfaro, S.C., Gaudichet, A., Gomes, L., Maillé, M., 1998. Mineral aerosol production by wind erosion: aerosol particle sizes and binding energies. *Geophys. Res. Lett.* 25, 991–994. <https://doi.org/10.1029/98GL00502>
- Alfaro, S.C., Gaudichet, A., Gomes, L., Maillé, M., 1997. Modeling the size distribution of a soil aerosol produced by sandblasting. *J. Geophys. Res. Atmos.* 102, 11239–11249. <https://doi.org/10.1029/97jd00403>
- Air Assesmentes, 2005. Air Dispersion Modelling of Fugitive Emissions Wagerup Refinery. Prepared for Alcoa World Alumina (AWA)
- World Alumina Association and European Aluminum Association, 2015. Bauxite Residue Management: Best Practice.
- Avecilla, F., Panebianco, J.E., Buschiazzo, D.E., 2016. A wind-tunnel study on saltation and PM 10 emission from agricultural soils. *Aeolian Res.* 22, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2016.06.003>
- Bagnold, R.A., 1941. *The physics of blown sand and deserd dunes*. Methuen, New york.
- Bagnold, R.A., 1937. The Transport of Sand by Wind. *Geogr. J.* 89, 409. <https://doi.org/10.2307/1786411>
- Blight, 1989. Erosion losses from the surfaces of gold-tailings dams 89, 23–29.

- Chepil, W.S., 1952. Improved Rotary Sieve for Measuring State and Stability of Dry Soil Structure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 16, 113–117. <https://doi.org/10.2136/sssaj1952.03615995001600020001x>
- Chepil, W.S., 1945. Dynamics of wind erosion: II. Initiation of soil movement. *Soil Sci.* 60, 397–411. <https://doi.org/10.1097/00010694-194511000-00005>
- Cigagna, M., Dentoni, V., Grosso, B., 2014. The Evolution of Disposal Methods in the Alumina Industry. *Mine Plan. Equip. Sel.* 707–717. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02678-7_68
- Cornelis, W.M., Gabriels, D., 2003. A simple low-cost sand catcher for wind-tunnel simulations. *Earth Surf. Process. Landforms* 28, 1033–1041. <https://doi.org/10.1002/esp.1023>
- Cowherd, C., Muleski, G.E., Kinsey, G.S., 1988. Control of Open Fugitive Dust Sources. Research Triangle Park, NC.
- CurveExpert Professional – Hyams Development [WWW Document], n.d. URL <https://www.curveexpert.net/products/curveexpert-professional/> (accessed 3.3.21).
- Dentoni, V., Grosso, B., Massacci, G., Cigagna, M., Levanti, C., Corda, C., Pinna, F., 2019a. Industrial Wind Erosion: PM Emission from the Erodible Flat Surfaces of Tailing Basins, in: Proceedings of the 18th Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production. Springer International Publishing, pp. 15–27. https://doi.org/10.1007/978-3-319-99903-6_2
- Dentoni, V., Grosso, B., Massacci, G., Pinna, F., 2019b. Validation of a wind erosion model for tailings basins: wind tunnel design and atmospheric boundary layer simulation. *Int. J. Mining, Reclam. Environ.* <https://doi.org/10.1080/17480930.2019.1678226>
- Dixon-Hardy, D.W., Engels, J.M., 2007. Methods for the disposal and storage of mine tailings. *L. Contam. Reclam.* 15, 301–317. <https://doi.org/10.2462/09670513.832>
- Engelbrecht, J.P., Derbyshire, E., 2010. Airborne mineral dust. *Elements* 6, 241–246. <https://doi.org/10.2113/gselements.6.4.241>

- EPA, 2018. 2014 National Emissions Inventory, version 2 Technical Support Document.
- European Commission, 2017. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries - Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control).
- European Commission, 2006. Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage.
- European Environment Agency, 2020. Air pollution — European Environment Agency [WWW Document]. URL <https://www.eea.europa.eu/themes/air> (accessed 4.3.20).
- European Environmental Agency, 2019. Air quality in Europe — 2019 report — EEA Report No 10/2019. <https://doi.org/10.2800/822355>
- European Union, 2008. I DIRECTIVE 2008/50/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.
- Evans, K., 2016. The History, Challenges, and New Developments in the Management and Use of Bauxite Residue. *J. Sustain. Metall.* 2. <https://doi.org/10.1007/s40831-016-0060-x>
- Fécan, F., Marticorena, B., Bergametti, G., 1998. Parametrization of the increase of the aeolian erosion threshold wind friction velocity due to soil moisture for arid and semi-arid areas. *Ann. Geophys.* 17, 149–157. <https://doi.org/10.1007/s00585-999-0149-7>
- Fletcher, B., 1976. The incipient motion of granular materials. *J. Phys. D. Appl. Phys.* 9, 2471–2478.
- Gillette, D., 1978. A wind tunnel simulation of the erosion of soil: Effect of soil texture, sandblasting, wind speed, and soil consolidation on dust production. *Atmos. Environ.* 12, 1735–1743. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(78\)90322-0](https://doi.org/10.1016/0004-6981(78)90322-0)
- Gillette, D.A., 1977. Fine Particulate Emissions due to Wind Erosion. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 20, 890–897. <https://doi.org/10.13031/2013.35670>

- Gillette, D.A., Adams, J., Endo, A., Smith, D., Kihl, R., 1980. Threshold velocities for input of soil particles into the air by desert soils. *J. Geophys. Res. Ocean.* 85, 5621–5630. [https://doi.org/10.1029/JC085IC10P05621@10.1002/\(ISSN\)2169-9291.CACGP1](https://doi.org/10.1029/JC085IC10P05621@10.1002/(ISSN)2169-9291.CACGP1)
- Gillette, D.A., Blifford, I.H., Fryrear, D.W., 1974. The influence of wind velocity on the size distributions of aerosols generated by the wind erosion of soils. *J. Geophys. Res.* 79, 4068–4075. <https://doi.org/10.1029/jc079i027p04068>
- Gozzi, F., Ventura, G. Della, Marcelli, A., Lucci, F., 2017. Current Status of Particulate Matter Pollution in Europe and Future Perspectives: a Review. *J. Mater. Environ. Sci.* 8, 1901–1909.
- Gräfe, M., Power, G., Klauber, C., 2011. Bauxite residue issues: III. Alkalinity and associated chemistry. *Hydrometallurgy* 108, 60–79. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2011.02.004>
- Greeley, R., Iversen, J.D., 1985. Wind as a Geological Process on Earth, Mars, Venus and Titan. *Geol. Mag.* 122, 578–579. <https://doi.org/10.1017/s0016756800035640>
- Ho, T.D., Valance, A., Dupont, P., Ould El Moctar, A., 2014. Aeolian sand transport: Length and height distributions of saltation trajectories. *Aeolian Res.* 12, 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2013.11.004>
- Irwin, H.P.A.H., 1981. The design of spires for wind simulation. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.* 7, 361–366. [https://doi.org/10.1016/0167-6105\(81\)90058-1](https://doi.org/10.1016/0167-6105(81)90058-1)
- ISPRA, 2014. I rifiuti da attività estrattiva alla luce della direttiva 2006/21/CE (DLgs 30 maggio 2008 n.117).
- Iversen, J.D., Pollack, J.B., Greeley, R., White, B.R., 1976. Saltation threshold on Mars: The effect of interparticle force, surface roughness, and low atmospheric density. *Icarus* 29, 381–393. [https://doi.org/10.1016/0019-1035\(76\)90140-8](https://doi.org/10.1016/0019-1035(76)90140-8)
- Iversen, J.D., White, B.R., 1982. Saltation threshold on Earth, Mars and Venus. *Sedimentology* 29, 111–119. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.1982.tb01713.x>
- Jaramillo, O.A., Borja, M.A., 2004. Wind speed analysis in La Ventosa, Mexico: A

- bimodal probability distribution case. *Renew. Energy* 29, 1613–1630.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2004.02.001>
- Karman, T. V., 1931. *Mechanical similitude and turbulence*. Washington.
- Kok, J.F., Parteli, E.J.R., Michaels, T.I., Karam, D.B., Pierre, U., 2012. The physics of wind-blown sand and dust. *Rep. Prog. Phys.* 75, 1–119.
<https://doi.org/10.1088/0034-4885/75/10/106901>
- Kon, L.C., Durucan, S., Korre, A., 2007. The development and application of a wind erosion model for the assessment of fugitive dust emissions from mine tailings dumps. *Int. J. Mining, Reclam. Environ.* 21, 198–218.
<https://doi.org/10.1080/17480930701365547>
- Li, H., Tatarko, J., Kucharski, M., Dong, Z., 2015. PM2.5 and PM10 emissions from agricultural soils by wind erosion. *Aeolian Res.* 19, 171–182.
<https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2015.02.003>
- Loosmore, G.A., Hunt, J.R., 2000. Dust resuspension without saltation. *J. Geophys. Res. Atmos.* 105, 20663–20671. <https://doi.org/10.1029/2000JD900271>
- Massey, J.C., 2013. *A wind tunnel investigation to examine the role of air humidity in controlling the threshold shear velocity of a surface and in controlling the mass flux of material from a surface*. Texas Tech University.
- Mathew, J., 2006. *Design, fabrication and characterization of an anechoic wind tunnel facility*. University of Florida.
- Mckenna, C., Boulton, J.W., Sanderson, S., 2009. Wind tunnel simulation of environmental controls on fugitive dust emissions from mine tailings. *Atmos. Environ.* 43, 520–529. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.10.011>
- Mehta, R.D., Bradshaw, P., 1979. Design rules for small low speed wind tunnels. *Aeronaut. J.* 83, 443–453. <https://doi.org/10.1017/s0001924000031985>
- Mombelli, D., Barella, S., Gruttadauria, A., Mapelli, C., 2019. Iron Recovery from Bauxite Tailings Red Mud by Thermal Reduction with Blast Furnace Sludge. *Appl. Sci.* 9, 4902. <https://doi.org/10.3390/app9224902>

- Nickling, W.G., Gillies, J.A., 1993. Dust emission and transport in Mali, West Africa. *Sedimentology* 40, 859–868. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.1993.tb01365.x>
- Nickling, W.G., Neuman, C.M.K., 1997. Wind tunnel evaluation of a wedge-shaped aeolian sediment trap. *Geomorphology* 18, 333–345. [https://doi.org/10.1016/s0169-555x\(96\)00040-2](https://doi.org/10.1016/s0169-555x(96)00040-2)
- Orozco, A.-A., 2000. Fine Particulate Matter generation under controlled laboratory and wind tunnel conditions. Texas Tech University.
- Owen, P.R., 1964. Saltation of uniform grains in air. *J. Fluid Mech.* 20, 225–242. <https://doi.org/10.1017/S0022112064001173>
- Panebianco, J.E., Mendez, M.J., Buschiazzi, D.E., 2016. PM10 Emission , Sandblasting Efficiency and Vertical Entrainment During Successive Wind-Erosion Events : Boundary-Layer Meteorol. 161, 335–353. <https://doi.org/10.1007/s10546-016-0172-7>
- Parajuli, S.P., Zobeck, T.M., Kocurek, G., Yang, Z., Stenchikov, G.L., 2016. New insights into the wind-dust relationship in sandblasting and direct aerodynamic entrainment from wind tunnel experiments. *J. Geophys. Res. Atmos.* 121, 1776–1792. <https://doi.org/10.1002/2015JD024424>
- Piras, L., 2011. Emissione e dispersione in atmosfera di polveri derivanti da sorgenti diffuse nelle attività estrattive e di ripristino ambientale. University of Cagliari.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *J. Am. Med. Assoc.* 287, 1132–1141. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>
- Power, G., Gräfe, M., Klauber, C., 2011. Bauxite residue issues: I. Current management, disposal and storage practices. *Hydrometallurgy* 108, 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2011.02.006>
- Preston, C.A., McKenna Neuman, C., Boulton, J.W., 2020. A wind tunnel and field evaluation of various dust suppressants. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 70, 915–931.

<https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1779148>

- Richards, R., 2000. Control of Particulate Matter Emissions Student Manual Control of Particulate Matter Emissions Student Manual. Research Triangle Park, NC.
- Raddatz, M., Schönfeldt, H.-J., 2010. Ejection and Impact Angles of Saltating Particles Measured with a High-Speed Camera.
- Raupach, M.R., 1991. Saltation layers, vegetation canopies and roughness lengths, in: *Aeolian Grain Transport 1*. Springer, Vienna, pp. 83–96. https://doi.org/10.1007/978-3-7091-6706-9_5
- Raupach, M.R., Gillette, D.A., Leys, J.F., 1993. The effect of roughness elements on wind erosion threshold. *J. Geophys. Res. Atmos.* 98, 3023–3029. <https://doi.org/10.1029/92JD01922>
- Rice, M.A., McEwan, I.K., Mullins, C.E., 1999. A conceptual model of wind erosion of soil surfaces by saltating particles. *Earth Surf. Process. Landforms* 24, 383–392. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199905\)24:5<383::AID-ESP995>3.0.CO;2-K](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199905)24:5<383::AID-ESP995>3.0.CO;2-K)
- Roney, J.A., White, B.R., 2006. Estimating fugitive dust emission rates using an environmental boundary layer wind tunnel. *Atmos. Environ.* 40, 7668–7685. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.015>
- Sanderson, R.S., McKenna Neuman, C., Boulton, J.W., 2014. Windblown fugitive dust emissions from smelter slag. *Aeolian Res.* 13, 19–29. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2014.02.005>
- Shao, Y., 2008. *Physics and Modelling of Wind Erosion (Atmospheric and Oceanographic Sciences Library, 37)*. Springer.
- Shao, Y., Lu, H., 2000. A simple expression for wind erosion threshold friction velocity. *J. Geophys. Res. Atmos.* 105, 22437–22443. <https://doi.org/10.1029/2000JD900304>
- Shao, Y., Raupach, M.R., Findlater, P.A., 1993. Effect of saltation bombardment on the entrainment of dust by wind. *J. Geophys. Res.* 98, 12719–12726. <https://doi.org/10.1029/93jd00396>

- Shao, Y., Raupach, M.R., Leys, J.F., 1996. A model for predicting aeolian sand drift and dust entrainment on scales from paddock to region. *Aust. J. Soil Res.* 34, 309–342. <https://doi.org/10.1071/SR9960309>
- Snyder, W.H., 1979. *The EPA Meteorological Wind Tunnel: Its Design, Construction and Operating Characteristics*. Research Triangle Park, NC.
- Australian Standards (AS), 2005. AS 1289.2.1.1-2005 (R2016) Methods of testing soils for engineering purposes Soil moisture content tests - Determination of the moisture content of a soil - Oven drying method.
- Stull, R.B., 1988. Mean Boundary Layer Characteristics, in: *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Springer Netherlands, pp. 1–27. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3027-8_1
- U.S.EPA, 2018. NAAQS Table | Criteria Air Pollutants | US EPA [WWW Document]. URL <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table> (accessed 4.3.20).
- U.S.EPA, 2006. AP-42, CH 13.2.5: Industrial Wind Erosion.
- U.S.EPA, 1995a. AP - 42 Vol. I Introduction.
- U.S.EPA, 1995b. AP-42, CH 13.2: Fugitive Dust Sources.
- US EPA, 2020. Particulate Matter (PM) Basics | Particulate Matter (PM) Pollution | US EPA [WWW Document]. URL <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics> (accessed 4.3.20).
- US EPA, 2019. What are the Air Quality Standards for PM? [WWW Document]. URL <https://www3.epa.gov/region1/airquality/pm-aq-standards.html> (accessed 4.5.20).
- US EPA, 2018. Report on the Environment (ROE): Particulate Matter emissions.
- Valance, A., Rasmussen, K.R., Ould, A., Moctar, E., Dupont, P., 2015. The physics of Aeolian sand transport. *Comptes Rendus Phys. Cent. Mersenne* 16, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.crhy.2015.01.006>
- Van Dommelen, R., 2013. Design of an Atmospheric Boundary Layer Wind Tunnel.

Eindhoven University of Technology.

Vare, L.L., Baker, M.C., Howe, J.A., Levin, L.A., Neira, C., Ramirez-Llodra, E.Z., Reichelt-Brushett, A., Rowden, A.A., Shimmield, T.M., Simpson, S.L., Soto, E.H., 2018. Scientific Considerations for the Assessment and Management of Mine Tailings Disposal in the Deep Sea. *Front. Mar. Sci.* 5, 17. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00017>

Vick, S., 1990. Planning, design, and analysis of tailings dams. BiTech, Vancouver.

Wang, R., Li, Q., Zhou, N., Chang, C., Guo, Z., Li, J., 2019. Effect of wind speed on aggregate size distribution of windblown sediment. *Aeolian Res.* 36, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2018.10.001>

White, B.R., Roney, J., 2000. Final Report Simulation and Analysis of Factors Leading to High PM 10 Emissions Fluxes at Owens Dry Lake Using an Environmental ... Sacramento, California.

WHO, 2006. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.

WRAP, 2006. WRAP Fugitive Dust Handbook 91361, 242.

Wu, W., Yan, P., Wang, Y., Dong, M., Meng, X., Ji, X., 2018. Wind tunnel experiments on dust emissions from different landform types. *J. Arid Land* 10, 548–560. <https://doi.org/10.1007/s40333-018-0100-4>

Zingg, A.W., 1953. Wind tunnel studies of the movement of sedimentary material, in: *Proc. 5th Hydraulic Conf.* pp. 111–35.